

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Efeito do pastoreio na herpetofauna de uma paisagem agrícola
Mediterrânica**

Joana Rita Martins Fernandes

DISSERTAÇÃO
Mestrado em Biologia da Conservação
2014

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Efeito do pastoreio na herpetofauna de uma paisagem agrícola
Mediterrânica**

Joana Rita Martins Fernandes

DISSERTAÇÃO
Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação orientada por:

Professor Doutor Francisco Petrucci-Fonseca, Faculdade de Ciências da
Universidade de Lisboa

Efeito do pastoreio na herpetofauna de uma paisagem agrícola Mediterrânea

Esta dissertação não se encontra escrita de acordo com o novo acordo ortográfico.

O presente estudo foi realizado no âmbito de dois projectos:

- a) Um protocolo de pesquisa estabelecido desde 2007 entre a Companhia das Lezírias, S. A. (CL) e o Centro de Biologia Ambiental (CBA), uma unidade de investigação e desenvolvimento da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (FCUL).
- b) Projecto LTER Montado (FCT - LTER/BIA-BEC/0048/2009) - Investigação socio-ecológica de longo prazo numa paisagem cultural Mediterrânica.

Agradecimentos

Foi sem dúvida um ano de muita aprendizagem sem o qual hoje não seria a mesma. Trabalhar com répteis sempre foi aquilo que eu queria fazer quando fosse grande. Sonho estranho, bem sei, mas não seria eu se não fosse assim. Os anfíbios, que ganharam o meu coração já na faculdade, tornaram-se também companheiros deste sonho e agora (finalmente!) consegui. Ficam aqui os meus agradecimentos para os que contribuíram de alguma forma para esta viagem:

Em primeiro lugar, ao Professor Doutor Francisco Petrucci-Fonseca, que deixou (momentaneamente) os seus lobos para me acompanhar nesta jornada e proporcionou a realização deste trabalho. Obrigada pela orientação e por ter sempre acreditado que apesar de difícil era possível.

À Professora Doutora Margarida Santos-Reis, que permitiu que o trabalho se realizasse na Companhia das Lezírias e que também me ajudou na sua realização. Obrigada pelas inúmeras sugestões para melhorar o meu trabalho.

Ao Miguel muito obrigada! Acho que vou ter de lhe construir uma estátua de homenagem. Obrigada pela grande (enorme) ajuda (estatística) e paciência para responder às minhas incessantes perguntas e dúvidas.

À Paula pela ajuda no trabalho de campo e à Sandra pelo riso e companhia.

À professora Otilia pela ajuda com aqueles aparelhinhos abençoados.

Ao Eng.º Rui Alves que aceitou a proposta de trabalho e claro, a todo o pessoal da Companhia das Lezírias pela ajuda e que nunca hesitava em esboçar um sorriso ou emprestar uma palavra meiga cada vez que passava.

Obrigada aos meus companheiros de campo pelas muitas horas de companhia, riso e aprendizagem.

Obrigada à família de Biologia e à família AE, que me aturaram e incentivaram naqueles momentos em que só me apetecia puxar os cabelos. Obrigada madrinha que me inspiraste a nunca desistir do que queremos. Obrigada Padrinho! Por aquelas palavras que só tu sabes dizer e aqueles abraços apertados.

À minha família que sempre me apoiou nesta jornada maluca e nunca duvidou das minhas capacidades. Mãe que estás sempre lá para tudo. Mano que me fazes rir mesmo quando não quero. Pai, tantas palavras que podia dizer neste momento...Conseguimos! Aos meus avós que sei que estão muito babados, especialmente à minha avó Constança: “Temos de pensar, nós vamos conseguir” e não é que é verdade? Tios e tias obrigada pelo carinho e preocupação. Madrinha, minha igual. Obrigada pela cumplicidade. E finalmente, à minha pequenota, gosto muito de ti.

Realmente fazermos o que gostamos não tem preço. Obrigada às minhas lagartixas e rãs, companheiros de sempre. Obrigada Biologia.

E a ti. Pelo apoio incondicional. Pelas palavras de coragem e pelos puxões de orelhas (às vezes merecidos). Pela paciência (mais que muita). És uma inspiração a todos os níveis. Juntos vamos alcançar tudo o que sonhamos. Sem cera!

Resumo

O montado é um ecossistema exclusivo da bacia mediterrânica, que inclui a Península Ibérica, e único na Europa. A heterogeneidade espacial criada pela gestão agrícola tradicional deste sistema permite que o mesmo sustente a biodiversidade, ao invés de a reduzir. No entanto, a sustentabilidade do montado tem enfrentado sérias dificuldades. Seguindo as tendências verificadas por toda a Europa, a intensificação ou abandono têm posto em causa o equilíbrio tradicionalmente apresentado por este sistema e assim, a biodiversidade que lhe está associada. Assim sendo, torna-se necessário compreender como é que as espécies estão a responder a este tipo de alterações na gestão do montado. Um bom indicador tanto da qualidade como da complexidade do habitat é, então, a herpetofauna. Isto deve-se ao facto deste grupo possuir certos requisitos de habitat, relativos a, por exemplo, requisitos de temperatura ou estrutura da vegetação, espelhando assim a condição do ecossistema. Existe, tanto a nível nacional como mundial, uma preocupação crescente em relação à conservação da herpetofauna, pelo que se torna importante a realização de estudos que abordem a interacção da herpetofauna com o seu habitat, uma vez que a perda e fragmentação do mesmo constitui também um factor de ameaça para estas espécies. O presente estudo tem como objectivo avaliar de que modo o pastoreio influencia a riqueza específica e abundância de uma comunidade de anfíbios e répteis numa paisagem mediterrânea. O trabalho foi realizado na Companhia das Lezírias e constitui a primeira contribuição para o estudo da herpetofauna local. Foram usados dois métodos de captura, placas de madeira (*coverboards*) e estruturas de intercepção (*drift-fences*) associadas a armadilhas de queda (*pitfalls*). A intensidade de pastoreio não parece afectar directamente esta comunidade. No entanto, o pastoreio regula outros factores que afectam os anfíbios e répteis como a estrutura da vegetação. É necessário por isso moderar a intensidade de pastoreio de modo a sustentar níveis mais elevados de biodiversidade para a herpetofauna.

Palavras-chave: montado, répteis, anfíbios, pastoreio, intensificação.

Abstract

‘Montado’ is a unique ecosystem of the Mediterranean basin, which includes the Iberian Peninsula, and unique in Europe. The spatial heterogeneity created by the traditional management practices sustains biodiversity, rather than reduces it. However, and following the trends present across Europe, the sustainability of the ‘montado’ is facing serious difficulties. The intensification or abandonment has endangered the balance of this agricultural system and thus the associated biodiversity. It becomes, therefore, necessary to understand how species are responding to such changes in management practices. A good indicator of both quality and habitat complexity is the herpetofauna, due to the fact that this group has certain habitat requirements, for example relating to temperature or vegetation structure requirements, thereby reflecting the condition of the ecosystem. There is a growing concern when it comes to the conservation of herpetofauna, both on the global and national levels. Therefore it is important to conduct studies that address the interaction of herpetofauna and its habitat, since its loss and fragmentation is a threatening factor for these species. The objective of this study is to assess how grazing affects species richness and abundance of a community of amphibians and reptiles in a Mediterranean landscape. This study was carried out in Companhia das Lezírias and is the first contribution to the study of local herpetofauna. Two methods were used to capture amphibians and reptiles, coverboards and drift-fences associated with pitfalls. Grazing intensity does not seem to directly affect this community. However it does regulate other factors such as vegetation structure that do affect amphibians and reptiles. It is necessary therefore to moderate grazing intensity in such a way as to sustain high levels of herpetofaunal diversity.

Keywords: montado, reptiles, amphibians, grazing, intensification.

Índice

Agradecimentos	i
Resumo	iii
Abstract	iv
1. Introdução	1
1.1. As paisagens agrícolas europeias	1
1.2. O montado	2
1.3. Os Anfíbios e Répteis	5
1.4. Objectivos	6
2. Materiais e Métodos	8
2.1. Área de estudo e locais de amostragem	8
2.2. Captura de anfíbios e répteis	10
2.3. Dados ambientais	13
2.4. Análise estatística	14
3. Resultados	16
3.1. Diversidade e abundância de anfíbios	16
3.2. Diversidade e abundância de répteis	23
4. Discussão	34
4.1. Diversidade e abundância de anfíbios	34
4.2. Diversidade e abundância de répteis	35
4.3. Considerações finais	37
5. Bibliografia	39

1. Introdução

1.1. As paisagens agrícolas europeias

As actividades humanas moldaram as paisagens europeias durante séculos e actualmente, as paisagens agrícolas cobrem cerca de 45% do território europeu (Unkovich *et al.* 2008). O desenvolvimento da população humana está directamente ligado ao desenvolvimento de práticas agrícolas, e a gestão destas paisagens ao longo do tempo deu origem a ecossistemas agrícolas específicos com uma biodiversidade associada única que, por ter sido moldada pela referida gestão, só pode ser mantida sob práticas agrícolas específicas (Stoate *et al.* 2001; Paracchini *et al.* 2007). No entanto, na última metade do século XX tem-se verificado uma alteração das práticas de gestão agrícola e das paisagens que lhe estão associadas, e consequentemente a preocupação em relação aos impactos e sustentabilidade da agricultura tem aumentado. No passado, alterações nos sistemas agrícolas no período pós-guerra permitiram um aumento da produção agrícola mas também estiveram aliadas a impactos ecológicos negativos (Stoate *et al.* 2009). Alterações na Política Agrícola Comum (PAC) foram igualmente tidas como responsáveis pelo aumento da degradação do habitat, intensificação das práticas agrícolas e sobreprodução de produtos alimentares (Bignal & McCracken 1996). Actualmente são vários os factores que actuam sobre as paisagens agrícolas, como avanços tecnológicos e consequente mecanização, o uso mais frequente de pesticidas e fertilizantes e alterações das condições socioeconómicas (Paracchini *et al.* 2007).

Reconhece-se hoje que as paisagens agrícolas na Europa possuem um papel importante para a conservação da biodiversidade. O mosaico de habitats que é tradicionalmente estabelecido beneficia a diversidade florística e faunística e estima-se que 50% das espécies Europeias dependam de habitats agrícolas, incluindo espécies endémicas e ameaçadas (European Environmental Agency *in* Stoate *et al.* 2009). O elevado nível de biodiversidade que caracteriza estas paisagens foi desenvolvido sob a gestão antrópica do espaço rural ao longo do tempo e por isso, a manutenção desta biodiversidade e dos habitats agrícolas a que está associada está restrita a um leque limitado de opções de gestão, que concedem um elevado grau de instabilidade a estes agro-sistemas (Paracchini *et al.* 2007). Posto isto, a maioria dos habitats agrícolas associados a uma elevada biodiversidade estão também ligados a práticas agrícolas tradicionais, sendo as tendências actuais de

abandono/intensificação consideradas as principais ameaças para a agro-biodiversidade (Pinto-Correia & Mascarenhas 1999).

A intensificação da agricultura, caracterizada pelo aumento da produção por unidade de superfície (Plieninger 2006), pode ser exemplificada pelo aumento do uso de pesticidas e fertilizantes ou pela simplificação dos sistemas agrícolas (Meeus 1993), e provoca uma redução das áreas com um elevado nível de biodiversidade. Espécies que estão adaptadas à multiplicidade de recursos presentes nestes agro-sistemas podem sofrer um impacto negativo quando se encontram sob níveis de gestão cada vez mais elevados. O aumento do encabeçamento de gado e da prática da agricultura mecanizada, podem eliminar comunidades de plantas nativas e provocar o declínio de árvores, reduzindo o nível de diversidade estrutural (Plieninger 2006). Também a extensificação ou abandono das terras agrícolas, que se traduz no decréscimo ou abandono total das áreas de produção (Plieninger 2006), faz com que a vegetação invada os sistemas agrícolas, levando à alteração das características da paisagem e da biodiversidade associada, e fazendo com que os sistemas, que requerem um certo grau de intervenção humana, se degradem devido à sucessão vegetal descontrolada (Stoate *et al.* 2001).

1.2. O montado

A maioria das paisagens mediterrânicas tem sido moldada pela acção do Homem ao longo da história. A transformação de grandes áreas de matos nativos mediterrâneos, através da actividade humana, ao longo de milhares de anos, fez com que surgisse um dos habitats mais únicos e característicos desta região, o montado (Blondel 2006). O montado é um ecossistema cuja distribuição e configuração é o resultado directo da intervenção humana, e que envolve a área florestal e a recolha dos seus recursos, o pastoreio de gado e o desenvolvimento da agricultura (Blondel 2006). É considerado o sistema agrícola mais extensivo, diverso e de reduzida intensidade da Europa, sendo também exclusivo da bacia oeste do Mediterrâneo e o mais representativo da Península Ibérica (Diaz *et al.* 1997; Pérez-Soba *et al.* 2007) ocupando uma área de 3,5 a 4 milhões de hectares (Olea & Miguel-Ayán 2006). Em Portugal encontram-se mais de 30% das florestas de montado de sobreiro mundiais, ocupando uma área de cerca de 1 milhão de hectares (ICNF 2013).

Este ecossistema agrosilvopastoril é marcado por duas características importantes, o clima tipicamente mediterrâneo, de Verões quentes e secos e Invernos frios e chuvosos, e solos pobres em matéria orgânica e reduzida fertilidade (Olea & Miguel-Ayán 2006).

Historicamente e sob condições edafoclimáticas pouco favoráveis, o montado foi criado de modo a otimizar o uso do solo, o que resultou numa paisagem tipo ‘savana’ que consiste numa matriz de povoamentos, de sobreiros (*Quercus suber*) e/ou azinheiras (*Quercus ilex*), dispersos de modo não uniforme ao longo de pastagens ou matos extensos, usados maioritariamente para o pastoreio de gado (Belo *et al.* 2009; Costa *et al.* 2009; Gonçalves *et al.* 2011). O uso de práticas de gestão apropriadas à capacidade do ecossistema é fundamental para a sua manutenção. Esta gestão permitiu conservar o estrato arbóreo e impedir a invasão do sub-coberto arbustivo para a manutenção do pastoreio do gado e da eficiência do ecossistema (Gaspar *et al.* 2007; Godinho & Rabaça 2010). A estratégia de gestão tradicional ao invés de maximizar a produção de um único produto, tenta tirar proveito de todos os recursos naturais disponíveis, que são geralmente múltiplos e espaçados ao longo do tempo (Olea & Miguel-Ayanz 2006). Sendo assim, as funções económicas tradicionais mais importantes do montado incluem a produção de cortiça e madeira, a criação de gado bovino a taxas de lotação reduzidas, a criação de ovelhas e porco ibérico, a caça e o cultivo em rotação com áreas de pousio e pastagem (Pérez-Soba *et al.* 2007; Godinho *et al.* 2010; Pereira *et al.* 2012). Geralmente, e tradicionalmente, a criação de gado segue um regime de transumância que se traduz pelo movimento sazonal do gado. Outras actividades económicas incluem a exploração de outros recursos como o mel, plantas aromáticas e carvão. Para além do papel económico, o montado presta serviços indirectos como a prevenção da erosão do solo e de fogos, a intercepção da água da chuva por parte do coberto arbóreo, o turismo e diversas actividades de recreio e lazer, a promoção da identidade cultural e regional, entre outros (Pérez-Soba *et al.* 2007; Belo *et al.* 2009). E desempenha também um papel relevante na manutenção da biodiversidade e qualidade da paisagem.

Os sistemas agrícolas tradicionais como o montado têm sido geridos de um modo que suporta a biodiversidade em vez de a reduzir. Isto deve-se principalmente à heterogeneidade espacial criada pela gestão agrícola tradicional que resulta num nível elevado de diversidade estrutural intra e inter-habitats (Verdú *et al.* 2000; Plieninger & Wilbrand 2001; Pereira *et al.* 2012). O mosaico de habitats, que inclui áreas pastoreadas, áreas cultivadas e áreas de matos densos, que diferem em relação à densidade, estrutura e composição do coberto vegetal, e os microclimas distintos criados pela distribuição do coberto arbóreo, sob e fora da canópia, produzem gradientes ambientais que induzem respostas diferentes por parte da fauna e produzem um nível elevado de biodiversidade

(Godinho & Rabaça 2010; Godinho *et al.* 2010). De facto, este ecossistema integra um dos 25 *hotspots* de biodiversidade no mundo (Godinho & Rabaça 2010) e contém uma das comunidades de aves mais ricas da Europa (Beaufoy 2008), para além de ser o habitat de várias espécies ameaçadas, como o lince-ibérico, *Lynx pardinus* (Temminck, 1827), a águia-imperial-ibérica, *Aquila adalberti* Brehm, 1861, ou a cegonha-preta, *Ciconia nigra* (Linnaeus, 1758), entre outras (Cabral *et al.* 2006). Por esta razão, o montado é descrito como um sistema sustentável, criando um equilíbrio entre a conservação e a produtividade agrícola extensiva e tradicional, preservando o factor humano que é fundamental para a gestão agrícola (Olea & Miguel-Ayanz 2006; Pérez-Soba *et al.* 2007). É também reconhecido como um sistema agrícola de elevado valor natural (High Nature Value Farmland) (Paracchini *et al.* 2007), integrando a Directiva Habitats (Plieninger & Wilbrand 2001).

Contudo, a manutenção da sustentabilidade do montado tem apresentado sérias dificuldades. À semelhança do que se verifica, em geral, por toda a Europa, a intensificação ou abandono põem em causa o equilíbrio e funcionamento dos ecossistemas (Pinto-Correia & Mascarenhas 1999; Plieninger 2006; Gaspar *et al.* 2007). Até cerca de metade do século XX, os montados em Portugal ainda suportavam sistemas agrícolas ditos tradicionais, que se baseavam na agricultura de rotação e incluíam pousios de diferente duração (Belo *et al.* 2009). No entanto, as crescentes exigências económicas tornaram-se largamente responsáveis pelo aumento da rentabilidade das explorações e consequentes alterações do uso da terra (Gaspar *et al.* 2007), quer através da intensificação das práticas agrícolas para o aumento de produtividade quer através do abandono dos terrenos inférteis. Diversos factores, como o aumento do uso de tractores e de fertilizantes/insecticidas, a redução da transumância, ou a migração rural para zonas urbanas, resultaram numa perda cada vez maior do factor tradicional característico destas paisagens. A intensificação das práticas agrícolas tem sido associada principalmente à irrigação, aumento da mecanização ou do encabeçamento de gado e é responsável por criar uma paisagem mais uniforme, transformando-a cada vez mais em prados abertos e ameaçando a biodiversidade acima descrita (Stoate *et al.* 2001; Godinho *et al.* 2010). Na verdade, a intensificação do pastoreio põe em causa o desenvolvimento do sub-coberto arbustivo, afectando a comunidade de invertebrados presente (Pereira *et al.* 2012), e a regeneração de árvores que resulta na perda e fragmentação do habitat, afectando, mais uma vez, a capacidade do montado de suportar níveis elevados de biodiversidade (Plieninger 2006; Tárrega *et al.* 2009). Por outro lado, o

abandono, tal como se verifica a larga escala na Europa, permite que haja uma sucessão vegetal descontrolada, que altera a estrutura tipo ‘parque’ deste ecossistema ou permite a substituição por eucaliptais (Stoate *et al.* 2009).

Perante estas tendências que ameaçam a conservação da biodiversidade, mantida pela agricultura tradicional ao longo do tempo no montado, torna-se necessário o aumento do conhecimento sob o modo como a gestão do uso do solo e sua alteração afectam a estrutura e funcionamento do ecossistema e a forma como a biodiversidade responde a essas mesmas alterações (Gonçalves *et al.* 2011).

1.3. Os Anfíbios e Répteis

Compreender a perda da biodiversidade a nível mundial é, não só uma preocupação importante, como também um dos maiores desafios na área da biologia. Actualmente, os anfíbios são considerados um dos grupos mais ameaçados e rapidamente em declínio, tomando precedência em relação às aves ou aos mamíferos. Reconhecido pela primeira vez em 1989, no primeiro congresso mundial de Herpetologia, como um fenómeno que merecia atenção mundial, o declínio das populações de anfíbios está hoje bem documentado (e.g. Blaustein *et al.* 1994, 2011; Alford & Richards 1999; Young *et al.* 2008). A preocupação em relação aos anfíbios está em grande parte associada ao seu valor como bioindicadores de perturbação ambiental, uma vez que são capazes de estar sujeitos a perturbações em habitat aquático, quando se encontram em fase de larva, e em habitat terrestre, uma vez que a maioria tem algum contacto com este habitat na fase adulta (Blaustein & Kiesecker 2002). Os anfíbios constituem também uma parte importante dos ecossistemas, integrando em alguns a fracção mais elevada de biomassa e fazendo parte de cadeias tróficas em várias comunidades, sendo que o seu declínio poderá afectar outros organismos (Blaustein *et al.* 1994; Amo *et al.* 2006).

Recentemente, Gibbons *et al.* (2000) demonstraram que também muitas populações de répteis podem estar a sofrer declínios de magnitude semelhante aos anfíbios. Além disso, as causas parecem ser, em geral as mesmas, incluindo a degradação de habitat, introdução de espécies invasoras, doenças, poluição ambiental e alterações climáticas (Gibbons *et al.* 2000; Kati *et al.* 2007). Efectivamente, a degradação e perda de habitat é considerada por muitos autores como o factor de ameaça mais sério para a herpetofauna (e.g. Alford & Richards 1999; Gibbons *et al.* 2000; Blaustein & Kiesecker 2002) e assim sendo, o impacto da alteração da paisagem e das técnicas de gestão agrícola

nas comunidades de anfíbios e répteis torna-se uma preocupação crucial para a conservação destes grupos (Alford & Richards 1999; Ryan *et al.* 2002; Collins 2010).

A Península Ibérica inclui várias espécies endémicas com populações que atingem densidades mais elevadas do que no centro da Europa (Corbett 1989). Em Portugal continental, existem 17 espécies de anfíbios e 28 espécies de répteis (excluindo as tartarugas marinhas) (Loureiro *et al.* 2010). Duas espécies de anfíbios classificam-se como vulneráveis, e nos répteis duas classificam-se como em perigo e cinco como vulneráveis (Cabral *et al.* 2006), sendo que existem três espécies endémicas de anfíbios e uma de répteis.

Os anfíbios e répteis podem ser indicadores sensíveis no que toca ao impacto das actividades humanas como o pastoreio intenso ou desmatamento (e.g. Read 2002; Wilgers *et al.* 2006). Os anfíbios possuem uma série de características que os torna bons bioindicadores: para além de serem capazes de sofrer alterações ao nível terrestre e aquático, referido acima, possuem também pele e ovos permeáveis, áreas vitais pequenas e capacidade de dispersão relativamente limitada (DeMaynadier & Hunter Jr. 1995). Por outro lado, os répteis, para além de possuírem também uma capacidade de dispersão relativamente limitada que os torna mais vulneráveis às alterações e destruição do habitat (Diaz *et al.* 2000), dependem de uma estrutura de habitat específica que permita a fuga aos predadores (Milne & Bull 2000; Amo *et al.* 2006) e podem ser sensíveis à manipulação da estrutura da vegetação (Kavanagh & Stanton 2005; Mott *et al.* 2010). Para além destas características, tanto os anfíbios como répteis estão dependentes da temperatura (Vitt & Caldwell 2008) o que faz com que, como animais ectotérmicos precisem de locais com maior exposição solar (Diaz *et al.* 2000; Martí n & Lopez 2002; Araújo *et al.* 2006). Devido a todas estas características, os anfíbios e répteis tornam-se bons indicadores no que toca à avaliação das alterações de gestão agrícola que falamos mais acima, especialmente em relação à intensidade de pastoreio, uma vez que esta prática de gestão influencia a estrutura da vegetação da qual este grupo está dependente.

1.4. Objectivos

A avaliação dos efeitos das alterações das práticas agrícolas na biodiversidade de anfíbios e répteis é limitada (e.g. DeMaynadier & Hunter Jr. 1995; Martí n & Lopez 2002; Godinho *et al.* 2010), embora algumas destas espécies desempenhem um papel importante como presas chave nos ecossistemas mediterrâneos (Jaksić *et al.* 1982; Jaksić & Delibes

1987). Sendo assim, o presente estudo tem como objectivo avaliar de que forma o pastoreio influencia a riqueza específica e abundância de uma comunidade de anfíbios e répteis numa paisagem mediterrânica dominada por montado. Posto isto, foram definidas as seguintes hipóteses, a serem testadas no decorrer deste estudo, a riqueza específica e abundância da herpetofauna é mais elevada quando, seguindo a hipótese de perturbação intermédia, a intensidade de pastoreio é moderada e por oposição, estas diminuem quando a intensidade do pastoreio é elevada ou quando se verifica abandono total das práticas agrícolas.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de estudo e locais de amostragem

O presente estudo decorreu na Companhia das Lezírias (CL), a maior exploração agrosilvopastoril e florestal em Portugal, com cerca de 20 000 hectares, localizada nos concelhos de Benavente, Vila Franca de Xira e Salvaterra de Magos. A CL compreende a Lezíria de Vila Franca de Xira, os Pauis e a Charneca do Infantado, local onde foi realizado este estudo (“Companhia das Lezírias” n.d.). A Charneca situa-se nas proximidades dos rios Tejo e Sorraia, nos concelhos de Samora-Correia e Alcochete, com cerca de 11 500 hectares e é limitada a noroeste pela estrada N10, a sul pela estrada N119 e a oeste pela N118.

A área de estudo enquadra-se numa paisagem tipicamente mediterrânica, caracterizada por um clima com Verões secos e quentes e Invernos frios e chuvosos e encontra-se incluída na Zona de Protecção Especial e no Sítio de Importância Comunitária, integrado na Rede Natura 2000.

A floresta representa grande parte da área da Charneca, com cerca de 8 680 hectares e apresenta povoamentos das quatro principais espécies de árvores da floresta nacional, o sobreiro (*Quercus suber*), povoamento florestal dominante ocupando cerca de 6 725 hectares, o pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), o pinheiro manso (*Pinus pinea*) e o eucalipto (*Eucalyptus globulus*), com extensões de 971 hectares, 508 hectares e 476 hectares, respectivamente (“Companhia das Lezírias” n.d.). O tipo e as características dos povoamentos florestais e as práticas de gestão adoptadas levaram a que grande parte da área florestal fosse classificada como “Floresta Modelo” pelo Plano Regional de Ordenamento Florestal do Ribatejo (“Companhia das Lezírias” n.d.). Os matos do montado são tipicamente dominados por cistáceas como *Cistus salvifolius*, *Cistus ladanifer* e *Cistus monspelliensis*. Os tojos, *Ulex* sp., são também muito frequentes. Nas zonas de pinhal, as ericáceas são predominantes (Simões 2009). São explorados recursos como cortiça, madeira, lenha e pinhas, praticado o pastoreio extensivo de gado bovino e desenvolvidas actividades como apicultura, caça, turismo e lazer.

A Charneca tem uma extensa área devota à agricultura, com uma área de 250 hectares de milho (sob pivot), 240 hectares de exploração de arroz e 3050 hectares de

prados permanentes biodiversos. A Charneca inclui ainda áreas dedicadas a vinhas e olivais, para produção de vinho e azeite, respectivamente.

A criação pecuária é uma componente principal da exploração de recursos na Companhia das Lezírias e baseia-se num efectivo bovino de cerca de 3650 animais, destinados à produção de carne (Alves n.d.). O gado bovino é criado em modo extensivo e biológico, em talhões rotativos sujeitos a diferentes encabeçamentos, e segue anualmente um regime de transumância, alternando entre a Charneca, onde permanece no Outono/Inverno, e a Lezíria, local onde permanece na Primavera/Verão (“Companhia das Lezírias” n.d.).

A diversidade de actividades de exploração agrosilvopastoril que decorrem na Charneca do Infantado, associada às grandes dimensões desta propriedade, permite que diferentes áreas estejam sujeitas a diversas práticas de gestão e pastorícia, o que se traduz numa grande variabilidade estrutural das componentes da paisagem (Simões 2009). Dito isto, podemos verificar que as áreas de montado e pauis oferecem uma elevada diversidade de habitats que suportam um elevado número de espécies faunísticas, incluindo várias espécies de aves e mamíferos.

A Companhia das Lezírias integra a plataforma LTER (Long-Term Ecological Research) Portugal, constituindo uma das seis estações de investigação e monitorização do Sítio LTER Montado, e o presente estudo representa a primeira contribuição para o estudo da herpetofauna local. A amostragem foi realizada em 15 parcelas LTER de 100x100 m correspondentes a cinco tratamentos diferentes em função do pastoreio. Nove referem-se a situações de exclusão ao pastoreio em três datas diferentes (1998, 2004 e 2008), e as restantes seis fazem parte das parcelas controlo, três com elevada intensidade de pastoreio, sem matos (Ctr-P01, Ctr-P02, Ctr-P03) e três com reduzida intensidade, com matos (Ctr-1, Ctr-4, Ctr-6) (Tabela 1) (Figura 1).

Tabela 1 – Locais de controlo e respectiva pressão de pastoreio

Locais de controlo		Pressão de pastoreio 2013/2014
Com matos	Sem matos	
Ctr-6	Ctr-P01	54
Ctr-4	Ctr-P03	58
Ctr-1	Ctr-P02	206

A intensidade de pastoreio foi determinada de acordo com a fórmula (Equação 1):

Equação 1

$$P = \frac{\text{Encabeçamento da manada}}{\text{Área do talhão (ha)}} \times \text{dias de permanência no talhão}$$

Os valores do número de cabeças de gado de cada manada e as datas de entrada e saída das manadas de cada área constam nos relatórios fornecidos pela CL.

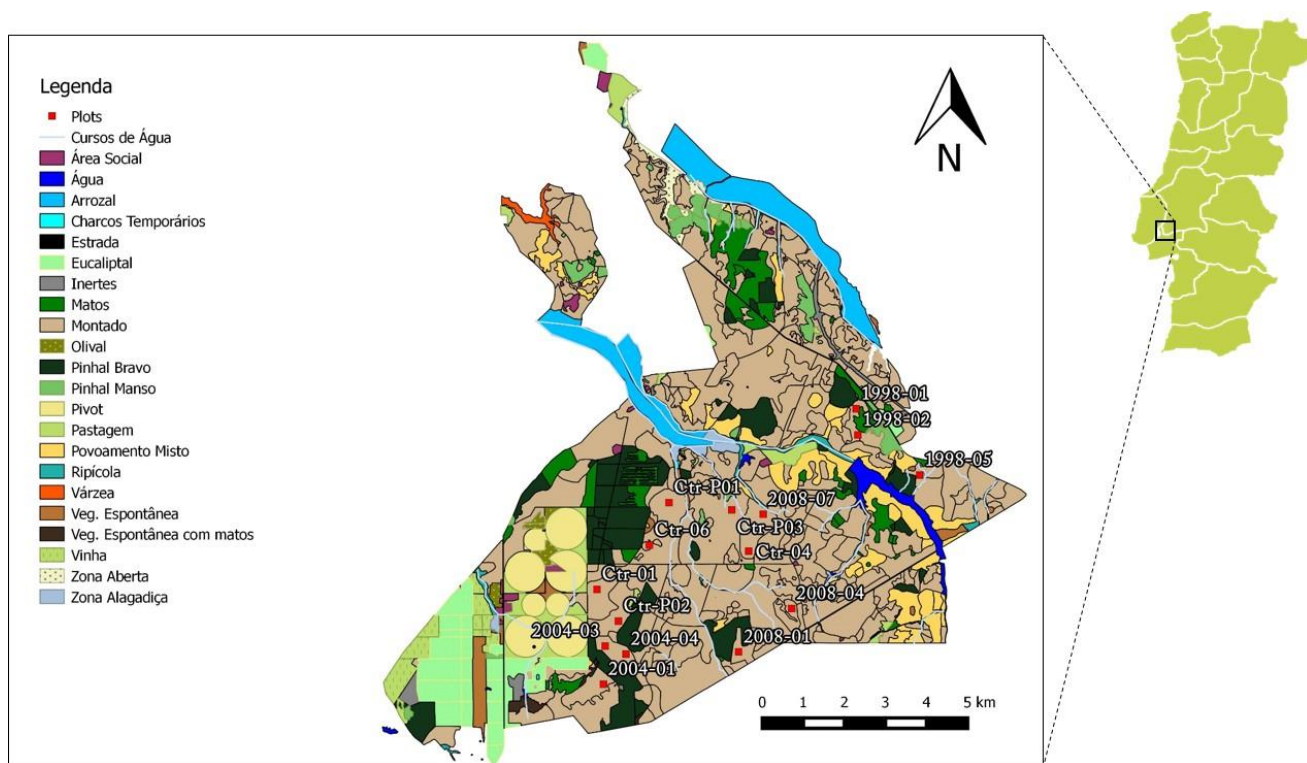


Figura 1 – Localização da área de estudo e dos locais de amostragem.

2.2. Captura de anfíbios e répteis

A captura de anfíbios e répteis decorreu ao longo de seis meses, nas épocas de Primavera e Verão (31 de Março a 7 de Setembro), período durante o qual os anfíbios e répteis estão particularmente activos (Martín & Lopez 2002; Amo *et al.* 2006; Loureiro *et al.* 2010; Godinho *et al.* 2010). A amostragem foi realizada durante 14 dias consecutivos em cada mês (Manley *et al.* 2005) sendo os locais visitados a cada dois dias: o Grupo 1 constituído pelos pontos 1998-1, 1998-2, 1998-5, Ctr-1, Ctr-4, Ctr-6 e Ctr-P01, foi amostrado nos dias ímpares, e o Grupo 2, constituído pelos pontos 2004-1, 2004-3, 2004-4, 2008-1, 2008-4, 2008-7, Ctr-P02 e Ctr-P03, foi amostrado nos dias pares.

A captura de anfíbios e répteis pode ser difícil devido à natureza críptica dos mesmos e à influência de factores climáticos na sua actividade e movimento. Por este motivo, e para maximizar a probabilidade de captura foram usados dois métodos: placas de madeira (*coverboards*), e estruturas de intercepção (*drift fences*) associadas a armadilhas de queda (*pitfalls*). Em cada local de amostragem foram utilizadas oito *coverboards* de MDF de dimensões 50x50x0,3 cm, dispostas a 25 m do centróide do plot em oito transectos que radiam do mesmo (Figura 2), perfazendo um total de 120 *coverboards*. As *coverboards* foram numeradas, sendo que a número um estava orientada para Norte e as seguintes foram numeradas no sentido dos ponteiros do relógio.

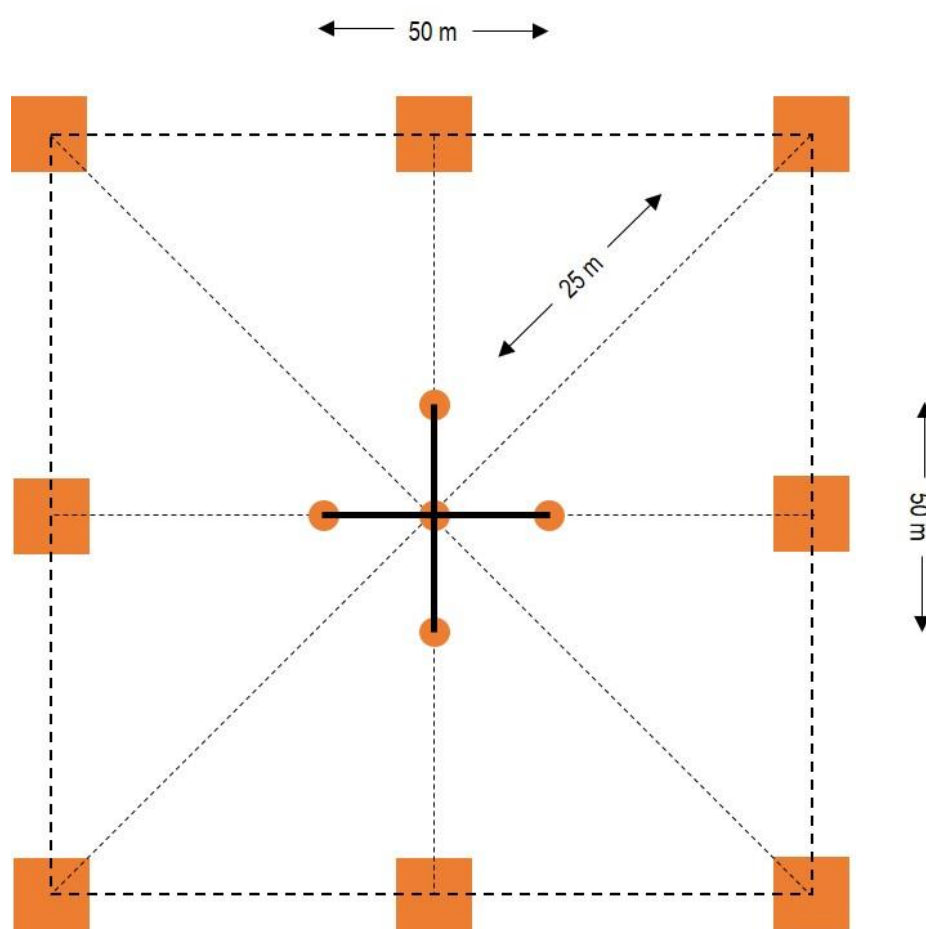


Figura 2 – Desenho experimental para a captura de anfíbios e répteis (quadrados laranja – *coverboards*; círculos laranja – *pitfalls*; traços negros – *drift-fences*)

As placas de madeira, colocadas sobre o substrato, actuam como um refúgio artificial para os anfíbios e répteis (McDiarmid *et al.* 2012) e o seu uso é suportado pela pesquisa bibliográfica realizada (e.g. Tietje & Vreeland 1997; Ryan *et al.* 2002; Manley *et al.* 2005). No centro do quadrado definido pelas placas foi colocada também uma *drift fence* em cada local associada a cinco *pitfalls*, perfazendo assim um total de 15 *drift fences*

e 75 *pitfalls*. O uso de *drift fences* para a captura de anfíbios e répteis é relativamente comum (e.g. Parris *et al.* 1999; Garden *et al.* 2007; McDiarmid *et al.* 2011). Para as *drift fences* foi utilizada manga plástica, de dimensões 0,5x6 m, num esquema em “+” (Figura 2) (Ryan *et al.* 2002) e enterrada cerca de 5 cm no solo, para impedir a passagem de indivíduos (Crosswhite *et al.* 1999). Cada *drift fence* estava associada a cinco *pitfalls*, uma no centro e uma em cada braço da mesma. As *pitfalls* consistiam num garrafão de 5 L, alinhado com a superfície do solo e cortado pelo gargalo, e continham uma esponja húmida e um pedaço de cortiça para impedir a dessecação dos indivíduos capturados (Jenkins *et al.* 2003). Quando a sessão de amostragem terminava, os garrafões eram virados ao contrário para impedir a queda e consequente mortalidade de indivíduos fora da sessão de amostragem. Cada sessão de amostragem correspondeu, como já foi referido acima, a 14 dias consecutivos, e portanto, 13 noites de amostragem, e as armadilhas foram verificadas pela manhã.

Os indivíduos capturados foram identificados até à espécie, sempre que possível marcados, e libertados no local de captura. A identificação individual dos anfíbios só foi possível em quatro espécies, um da ordem *Anura*, *Epidalea calamita* (Laurenti, 1768), e três da ordem *Caudata*, *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758), *Lissotriton boscai* (Lataste, 1879) e *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800). No caso do sapo-corredor, *Epidalea calamita*, a identificação foi feita através da íris, usando o *software* I³S (*Interactive Individual Identification System*), desenvolvido para detectar padrões e auxiliar a identificação da espécie *Carcharias tauros* Rafinesque, 1810 (Van Tienhoven *et al.* 2007), seguindo o método utilizado na foto-identificação de osgas (Rocha *et al.* 2013). Este programa gera uma ‘impressão digital’ da área do animal, gerando correspondências potenciais de indivíduos. Para isso, foi utilizada uma fotografia do olho direito de cada indivíduo para construir a ‘impressão digital’. Essa fotografia foi inserida no I³S e foram seleccionados os locais de referência, neste caso, os vértices do olho, vértice esquerdo e direito, e a junção da boca (Figura 3). Posteriormente, foram seleccionados os pontos para comparação, 12 no mínimo mas tantos quanto possível, que consistiram na intercepção de linhas, vértices e pontos existentes na íris do indivíduo. Estas impressões foram depois comparadas entre si, de modo a proceder à identificação dos indivíduos.



Figura 3 – Locais de referência para a identificação de indivíduos das ordens *Anura* e *Caudata* no programa I³S.

No caso da ordem *Caudata*, a identificação foi feita através do padrão de manchas no dorso dos indivíduos, utilizando o mesmo *software*. Neste caso os locais de referência foram a ponta da cauda e a junção das duas patas anteriores e os pontos de comparação consistiram nas manchas e pontos presentes (Figura 3). A sua marcação consistiu, no caso dos répteis, mais precisamente dos lacertídeos, na marcação com verniz de três cores, nas patas, fazendo assim combinações e permitindo a identificação individual (Beausoleil *et al.* 2004; Sutherland 2006). Para as restantes espécies a identificação individual não foi possível.

Para cada local de amostragem, foram calculados a riqueza específica (número de espécies de répteis e anfíbios presentes em cada local), e os índices de diversidade e equitabilidade.

2.3. Dados ambientais

De modo a compreender como as diferenças na estrutura da vegetação afectam a herpetofauna foram usados dados obtidos através de um estudo realizado anteriormente na Companhia das Lezírias. Para cada local de amostragem, foram utilizados dados referentes à percentagem de cobertura da canópi das árvores, à altura máxima e média da vegetação e à diversidade e equitabilidade de alturas da vegetação existente, calculada com base do índice de diversidade de Shannon-Wiener. Foram também registadas a percentagem de cobertura por vegetação herbácea, arbustiva e arbórea (Tabela 2).

Os dados climáticos foram obtidos através de 5 sensores HOBO ® Temperature/Relative Humidity/2x External Channel Data Logger. Estes sensores foram

colocados em cinco locais de amostragem diferentes, um por cada tratamento, e trocados três vezes durante cada sessão de amostragem, de modo cobrirem todos os locais de amostragem. Estes sensores foram então utilizados para calcular a temperatura média do solo (°C), a temperatura média do ar (°C), a intensidade da radiação solar (V) e a humidade relativa (%).

A distância a habitats aquáticos foi obtida através de ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG; QGIS 2.2.0 - Valmiera). Foi calculada a distância mais curta a cursos de água, charcas de abeberamento e massas de água, que incluía barragens, charcos e pequenos lagos.

2.4. Análise estatística

Num primeiro passo, foi calculado o índice de *Moran*, de modo a testar a autocorrelação espacial dos dados. De seguida, foi utilizada uma análise de componentes principais (PCA) de modo a reduzir as 12 variáveis de vegetação (Tabela 2) para um número menor de componentes principais, escolhendo aquelas cuja proporção de variabilidade acumulada fosse menor que 0.90. Analisou-se igualmente a colinearidade entre as variáveis explicativas através do coeficiente de correlação de *Spearman* (Zuur *et al.* 2009). Quando detectada uma correlação elevada entre duas variáveis, foi excluída aquela que era menos correlacionada com a variável dependente. Posteriormente, foi criado um modelo linear com as variáveis resultantes. O melhor modelo explicativo foi seleccionado através do critério de informação de *Akaike* através de um algoritmo *stepwise* (*Stepwise AIC*). Foram também analisados os pressupostos do modelo, assim como a distância de *Cook*, de modo a identificar possíveis *outliers*.

Tabela 2 – Variáveis de vegetação

Variáveis de vegetação	Descrição
LHDI_m	Diversidade de alturas em intervalos de 0,5 m
LHEI_m	Equitabilidade de alturas em intervalos de 0,5 m
LHDI_cm	Diversidade de alturas em intervalos de 5 cm
LHEI_cm	Equitabilidade de alturas em intervalos de 5 cm
CanCover	Percentagem de cobertura da canópis das árvores
Alt_max	Altura máxima da vegetação
Alt_med	Altura média da vegetação
Herb	Percentagem de cobertura da vegetação herbácea
Arb	Percentagem de cobertura da vegetação arbórea
50	Percentagem de cobertura da vegetação arbustiva (altura inferior a 50 cm)
50_150	Percentagem de cobertura da vegetação arbustiva (altura entre 50 e 150 cm)
150	Percentagem de cobertura da vegetação arbustiva (altura superior a 150 cm)

3. Resultados

3.1. Diversidade e abundância de anfíbios

Foram capturados 101 anfíbios, 59 pertencentes à ordem *Anura* e 42 pertencentes à ordem *Caudata*, de oito espécies distintas: sapo-de-unha-negra, *Pelobates cultripes* (Cuvier, 1829), sapinhos-de-verrugas-verdes, *Pelodytes* spp., sapo-comum, *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758), sapo-corredor, *Epidalea calamita*, salamandra-de-pintas-amarelas, *Salamandra salamandra*, tritão-de-ventre-laranja, *Lissotriton boscai*, tritão-marmorado, *Triturus marmoratus* e salamandra-de-costelas-salientes, *Pleurodeles waltl* Michahelles, 1830 (Tabela 3).

Tabela 3 - Número de indivíduos capturados de cada espécie da classe Amphibia em cada local de amostragem.

Pontos	<i>P. cultripes</i>	<i>Pelodytes</i> spp.	<i>B. bufo</i>	<i>E. calamita</i>	<i>S. salamandra</i>	<i>L. boscai</i>	<i>T. marmoratus</i>	<i>P. waltl</i>	
1998-1	0	1	2	1	0	0	2	0	6
1998-2	0	0	6	3	0	3	2	0	14
1998-5	0	0	14	4	0	0	0	0	18
2004-1	0	0	0	0	0	4	0	0	4
2004-3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2004-4	0	0	0	1	0	0	0	0	1
2008-1	0	1	0	9	0	1	0	0	11
2008-4	0	0	2	0	0	0	0	0	2
2008-7	0	1	0	1	4	0	0	0	6
Ctr-1	0	2	0	1	7	4	7	3	24
Ctr-4	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Ctr-6	0	0	0	2	0	1	0	0	3
Ctr-P01	2	0	0	1	3	0	0	0	6
Ctr-P02	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Ctr-P03	0	0	0	4	0	0	0	0	4
	2	5	24	28	15	13	11	3	101

A espécie *E. calamita* foi a mais capturada, com um total de 28 indivíduos, seguindo-se a espécie *B. bufo* com 24 indivíduos. O pico máximo do número de capturas para estas espécies verificou-se no mês de Abril e no mês de Junho, respectivamente. Quanto às restantes espécies, o número de indivíduos capturados foi menor. Foram também capturados 15 indivíduos da espécie *S. salamandra*, sendo o pico máximo de captura desta espécie no mês de Abril, existindo posteriormente um decréscimo progressivo no número de capturas. As espécies *L. boscai* e *T. marmoratus* possuem um número de capturas, de 13 indivíduos e 15 indivíduos, respectivamente, semelhante à espécie anterior. O pico máximo de captura destas espécies aconteceu no mês de Abril,

apesar de para a espécie *T. marmoratus* o número de capturas ser igual ao do mês de Junho. A espécie *P. waltl* apenas foi capturada ocasionalmente. A partir do mês de Julho verificam-se claramente menos capturas (Figura 4).

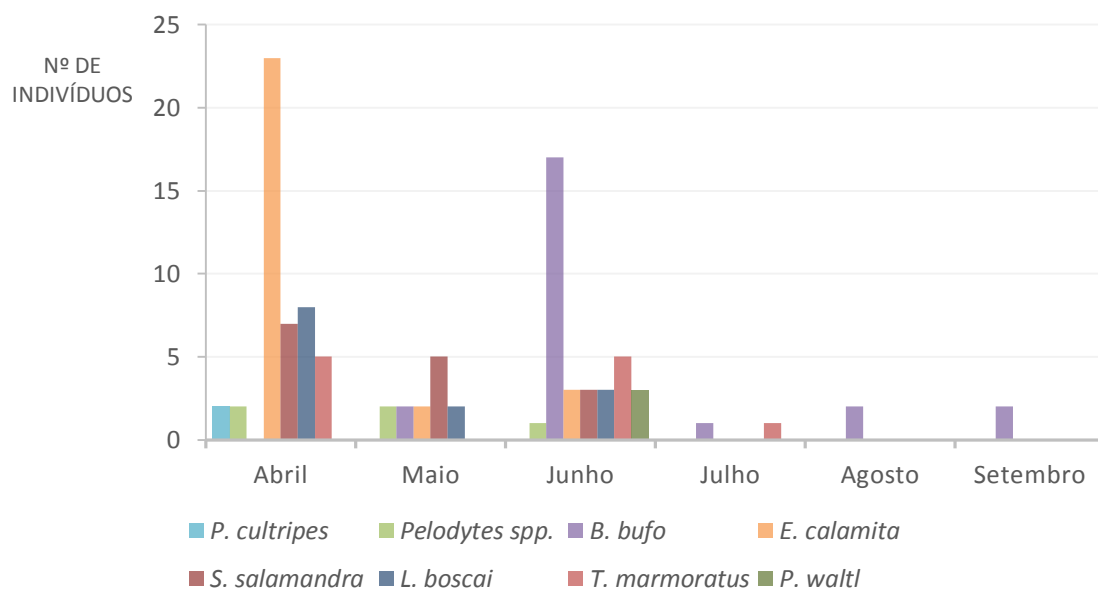


Figura 4 - Variação do número de indivíduos capturados por espécie ao longo do período de amostragem.

Quando comparamos o número de capturas em relação às duas estações do ano amostradas, podemos observar que o número de indivíduos capturados é maior na estação da Primavera, sendo que à excepção da espécie *B. bufo* e *T. marmoratus* no Verão não ocorreram capturas (Figura 5).

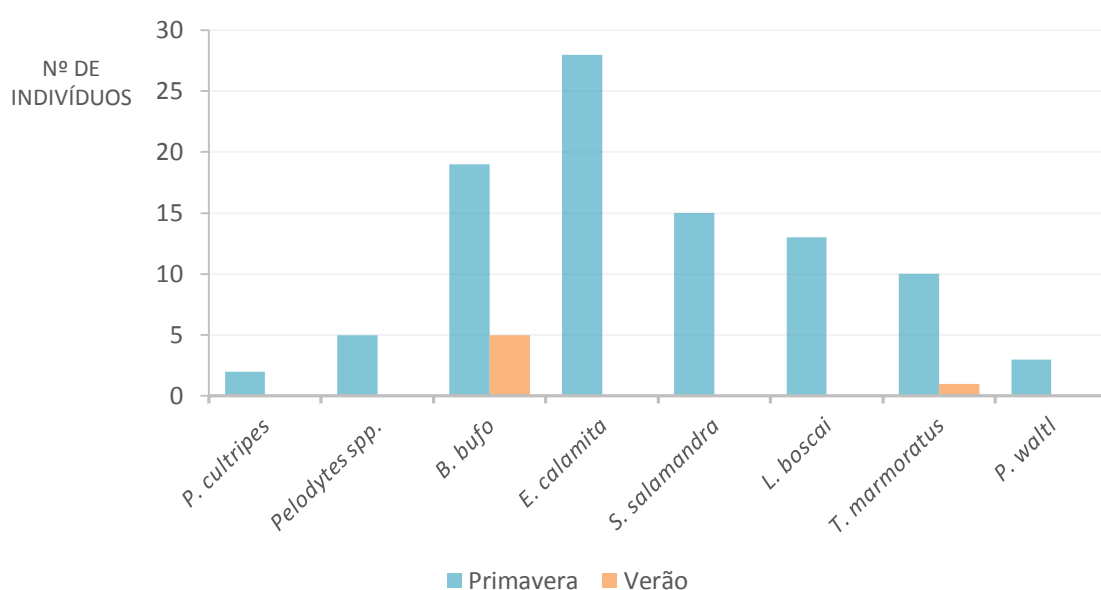


Figura 5 - Variação sazonal do número de indivíduos.

A riqueza específica (S) variou entre 1 e 3 espécies, o índice de diversidade (H') entre 0 e 1,05 e o índice de equitabilidade variou entre 0 e 0,89 (Tabela 4).

Tabela 4 - Riqueza específica (S), índice de diversidade (H') e índice de equitabilidade (e) para cada tratamento (Valor médio e desvio padrão).

Tratamento	S	δ	H'	δ	e	δ
1998	3	1,15	1,05	0,45	0,89	0,11
2004	1	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00
2008	2	1,15	0,49	0,44	0,45	0,40
Ctr	3	2,65	0,75	0,81	0,61	0,53
Ctr-P	2	1,15	0,34	0,58	0,31	0,53

O número de capturas parece concentrar-se principalmente nos locais isolados ao pastoreio há mais tempo (1998) e locais de isolamento intermédio (2008), existindo capturas ocasionais nos pontos de controlo, onde ocorre pressão de pastoreio, sendo que os locais com reduzida intensidade de pastoreio (Ctr) demonstram um número de capturas mais elevado (Figura 6). A percentagem de indivíduos capturados nas áreas sem pastoreio é geralmente maior, sendo a espécie *L. boscai* uma exceção, em que a tendência é contrária à descrita acima (Figura 7).

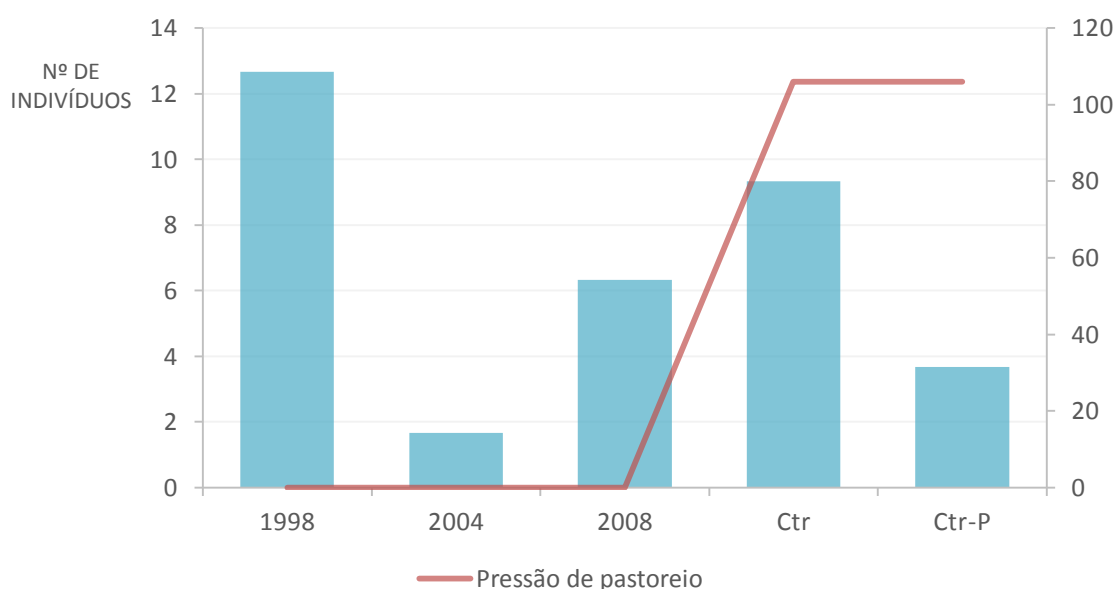


Figura 6 - Número de indivíduos e pressão de pastoreio 2013/2014 ao longo dos locais de amostragem.

Efeito do pastoreio na herpetofauna de uma paisagem agrícola Mediterrânica

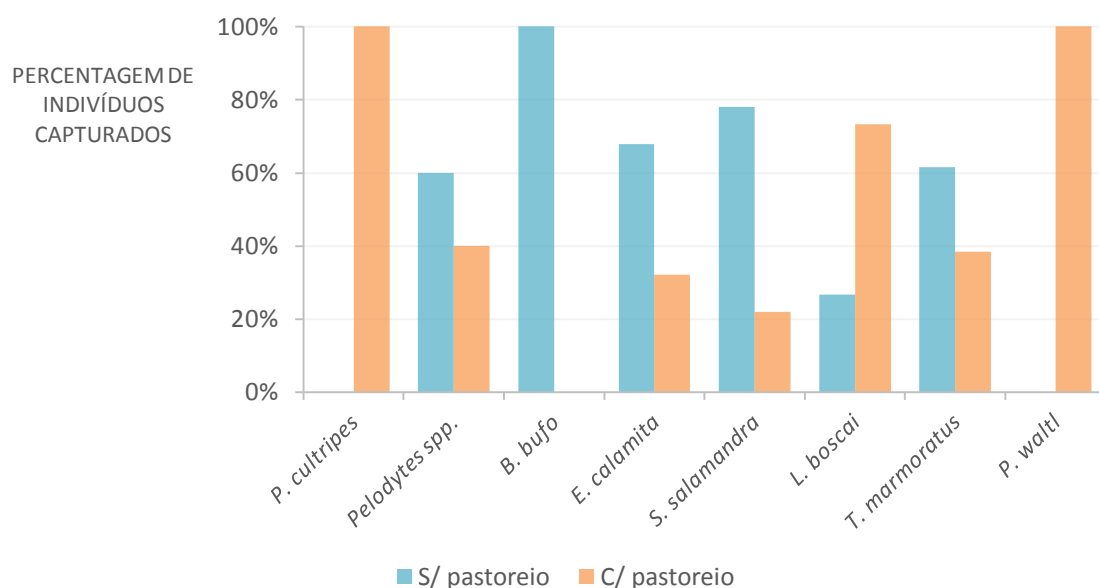


Figura 7 – Percentagem de indivíduos capturados por espécie nos locais sem e com pastoreio.

O índice de autocorrelação espacial de *Moran* demonstrou que a diversidade (H') não depende da sua localização espacial ($Moran\ I = 0,0463; p = 0,1366$). A análise de componentes principais produziu quatro componentes principais que apresentam uma proporção de variabilidade acumulada de 0,856. As correlações entre as componentes principais e as variáveis (*factor loadings*) estão representadas na tabela 5.

Tabela 5 – *Factor loadings* das componentes principais

	CP 1	CP 2	CP 3	CP 4
LHDI_m	-0,275	0,436	-0,250	-0,172
LHEI_m	-0,273	0,308	-0,404	-0,164
LHDI_cm	-0,373		-0,112	
LHEI_cm	-0,366		-0,164	
CanCover		-0,445	-0,644	0,244
Alt_max	-0,254	0,228		0,691
Alt_med	0,269	0,346	0,203	0,365
Her	0,305	-0,268	-0,330	
Arb	-0,302	-0,207	0,178	-0,123
50	-0,328	-0,166	0,255	-0,311
50_150	-0,294	-0,283	0,186	
150	-0,246	-0,271	0,196	0,389

A análise de colinearidade realizada posteriormente demonstrou uma correlação significativa entre as seguintes variáveis: a variável pressão de pastoreio 2013/2014 (PP_ano_actual) e a variável distância a charcas de abeberamento (Dist_charcas_ab) ($r = 0,62; p = 0,014$), entre a variável distância a massas de água (Dist massas_agua), a variável distância a linhas de água (Dist_linhas_agua) ($r = 0,72; p = 0,002$) e a variável humidade relativa (RH) ($r = 0,57; p = 0,0026$) e finalmente, entre a primeira componente principal (CP 1), a variável pressão de pastoreio 2013/2014 ($r = 0,62; p = 0,014$) e a variável temperatura do solo (T_solo) ($r = 0,65; p = 0,009$) (Figura 8).

De seguida e após analisar quais das variáveis apresentam maior correlação com a variável dependente (H'), seleccionaram-se as variáveis distância a charcas de abeberamento ($r = 0,1882$), primeira componente principal ($r = -0,2786$) e distância a massas de água ($r = -0,3162$). Foi criado um modelo linear que incluía todas as variáveis não excluídas anteriormente (distância a charcas de abeberamento, distância a massas de água, temperatura do ar, radiação solar e as quatro componentes principais). O melhor modelo foi seleccionado pelo método *stepwise* AIC e encontra-se representado na tabela 6.

Tabela 6 - Modelo explicativo 1 (H').

Modelo	Dist_charcas_ab + Dist massas_agua + Rad + Comp. 1 + Comp. 2 + Comp. 3			
	Coefficiente estimado	Erro padrão	t value	Pr (> t)
Dist_charcas_ab	$1,334 e^{-03}$	$2,681 e^{-04}$	4,975	0,0011
Dist massas_agua	$-1,403 e^{-04}$	$5,354 e^{-05}$	-2,621	0,0306
Rad	$6,705 e^{-03}$	$2,140 e^{-03}$	3,133	0,0140
Comp. 1	$-6,847 e^{-02}$	$-6,847 e^{-02}$	-1,829	0,1048
Comp. 2	$1,414 e^{-01}$	$6,570 e^{-02}$	2,153	0,0635
Comp. 3	$1,316 e^{-01}$	$8,094 e^{-02}$	1,626	0,1426

O teste F é significativo ($p = 0,0081$), $r^2 = 0,7137$ e os intervalos de confiança podem ser observados na tabela 7.

Tabela 7 - Intervalos de confiança do modelo 1.

	2,5 %	97,5 %
Dist_charcas_ab	0,0007	$1,952 e^{-03}$
Dist massas_agua	-0,0003	$-1,685 e^{-05}$
Rad	0,0018	$1,164 e^{-02}$
Comp. 1	-0,155	$1,787 e^{-02}$
Comp. 2	-0,0101	$2,930 e^{-01}$
Comp. 3	-0,0550	$3,183 e^{-01}$

A análise gráfica, assim como a distância de *Cook* não revelam pontos influentes ou *outliers*. Os pressupostos do modelo foram cumpridos. Para determinar que variáveis contribuíam para as componentes principais, foram analisadas as correlações entre as componentes principais e as variáveis (*factor loadings*), descritas na tabela 5. Deste modo, a componente principal 1 demonstrou estar correlacionada com a altura média da vegetação e com a variável vegetação herbácea, a componente principal 2 está correlacionada com a diversidade e equitabilidade da altura da vegetação e a componente principal 3 com a altura média da vegetação e com as variáveis categóricas arbustiva e arbórea.

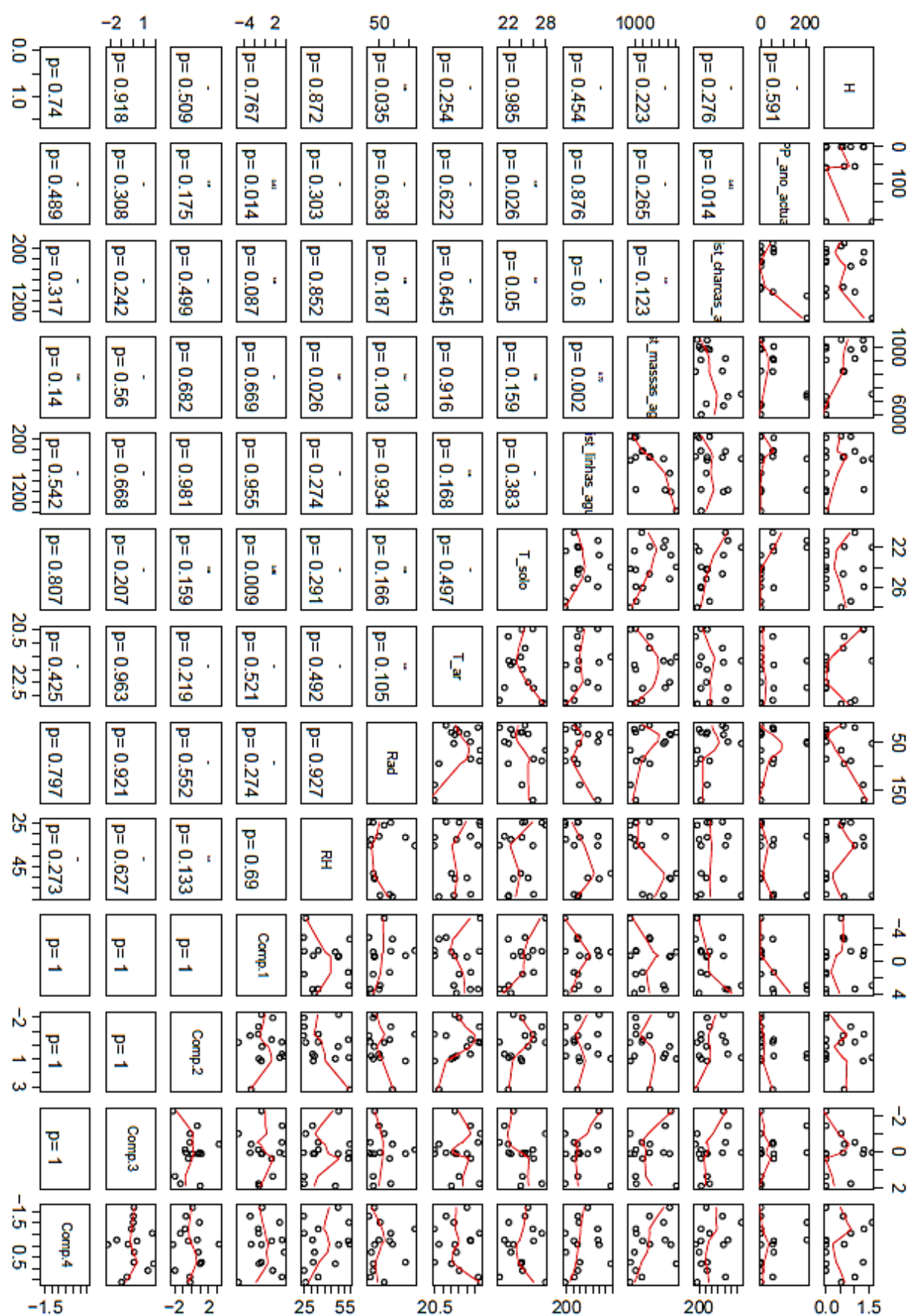


Figura 8 - Análise de colinearidade.

3.2. Diversidade e abundância de répteis

Foram capturados 96 répteis pertencentes a sete espécies distintas: lagartixa-do-mato, *Pseudoeurycea algirus* (Linnaeus, 1758), lagartixa-do-mato-ibérica, *Pseudoeurycea hispanicus* Fitzinger, 1826, sardão, *Timon lepidus* (Daudin, 1802), cobra-de-pernas-tridáctila, *Chalcides striatus* (Cuvier, 1829), cobra-cega, *Blanus cinereus* (Vandelli, 1797), cobra-de-água-viperina, *Natrix maura* (Linnaeus, 1758) e cobra-rateira, *Malpolon monspessulanus* (Hermann, 1804) (Tabela 8).

Tabela 8 - Número de indivíduos capturados de cada espécie em cada local de amostragem.

Pontos	<i>P. algirus</i>	<i>P. hispanicus</i>	<i>T. lepidus</i>	<i>C. striatus</i>	<i>B. cinereus</i>	<i>N. maura</i>	<i>M. monspessulanus</i>	
1998-1	1	0	0	0	0	0	0	1
1998-2	3	0	0	0	0	0	0	3
1998-5	7	0	0	0	0	1	0	8
2004-1	11	0	0	0	0	0	0	11
2004-3	4	0	0	0	0	0	0	4
2004-4	13	3	0	0	0	0	0	16
2008-1	9	0	0	0	0	0	0	9
2008-4	0	0	0	4	0	0	0	4
2008-7	11	0	0	0	0	0	1	12
Ctr-1	2	0	0	3	1	0	0	6
Ctr-4	1	0	0	0	4	0	0	5
Ctr-6	11	0	0	0	0	0	0	11
Ctr-P01	3	0	1	0	0	0	0	4
Ctr-P02	0	0	0	2	0	0	0	2
Ctr-P03	0	0	0	0	0	0	0	0
	76	3	1	9	5	1	1	96

Como podemos observar, a espécie mais capturada foi *P. algirus*, obtendo-se um total de 76 indivíduos, um número muito superior em relação ao número de capturas de qualquer outra espécie. O pico máximo do número de capturas para espécie verificou-se no mês de Junho, existindo, posteriormente, um decréscimo progressivo no número de capturas. Foram também capturados nove indivíduos da espécie *C. striatus* e cinco da espécie *B. cinereus*, tendo os seus máximos ocorrido entre Maio e Junho e em Julho, respectivamente. As restantes espécies, *P. hispanicus*, *T. lepidus*, *N. maura* e *M. monspessulanus*, foram capturadas ocasionalmente ao longo da amostragem (Figura 9). Quando comparamos o número de capturas em relação às duas estações do ano, podemos observar que, geralmente, o número de indivíduos capturados é maior na estação da Primavera, tendência que se torna mais evidente quando observamos o número de indivíduos das espécies *P. algirus* e *C. striatus* (Figura 10).

Efeito do pastoreio na herpetofauna de uma paisagem agrícola Mediterrânica

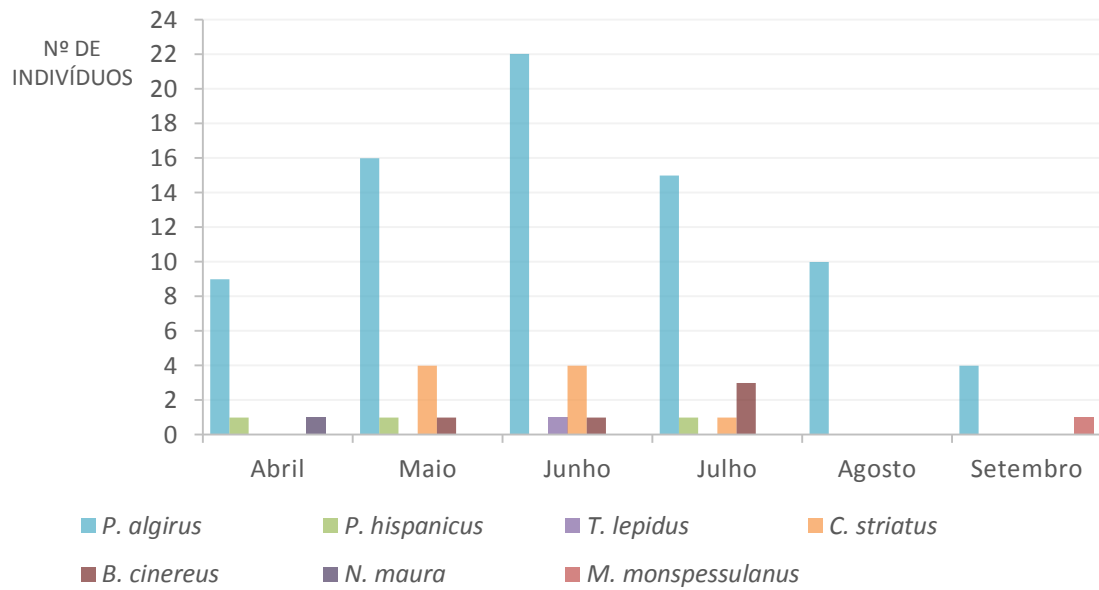


Figura 9 - Variação do número de indivíduos capturados por espécie da classe Reptilia ao longo do período de amostragem.

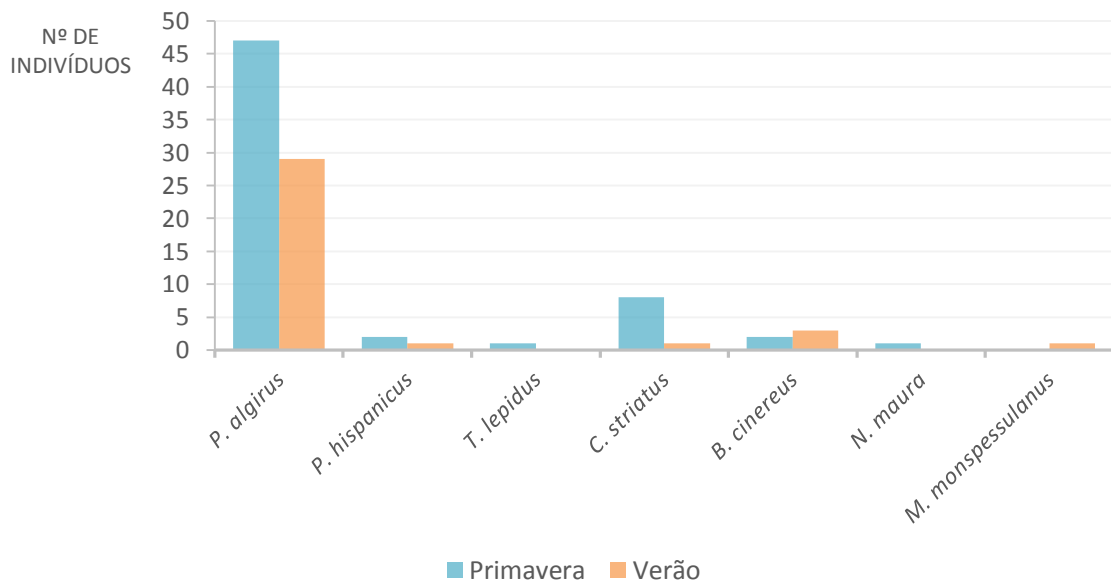


Figura 10 - Variação sazonal do número de indivíduos capturados por espécie da classe Reptilia.

A riqueza específica (S) variou entre 0 e 2 espécies, o índice de diversidade (H') entre 0,11 e 0,50 e o índice de equitabilidade (e) variou entre 0,16 e 0,55 (Tabela 9).

Tabela 9 - Riqueza específica (S), índice de diversidade (H') e índice de equitabilidade (e) para cada tratamento (Valor médio e desvio padrão).

Tratamento	S	δ	H'	δ	e	δ
1998	1	0,58	0,13	0,22	0,18	0,31
2004	1	0,58	0,16	0,28	0,23	0,40
2008	1	0,58	0,11	0,19	0,16	0,27
Ctr	2	1,00	0,50	0,51	0,55	0,48
Ctr-P	1	1,00	0,19	0,32	0,27	0,47

O número de indivíduos capturados parece aumentar de locais excluídos ao pastoreio há mais tempo (1998) até locais de exclusão ao pastoreio intermédio (2004), existindo a partir destes locais um decréscimo progressivo, à medida que a pressão de pastoreio é maior (Figura 11). Quando observamos a percentagem de indivíduos capturados nas áreas sem pastoreio, podemos verificar que é maior na espécie *P. algirus*, sendo que, na espécie *C. striatus*, se observa uma ligeira tendência contrária (Figura 12).

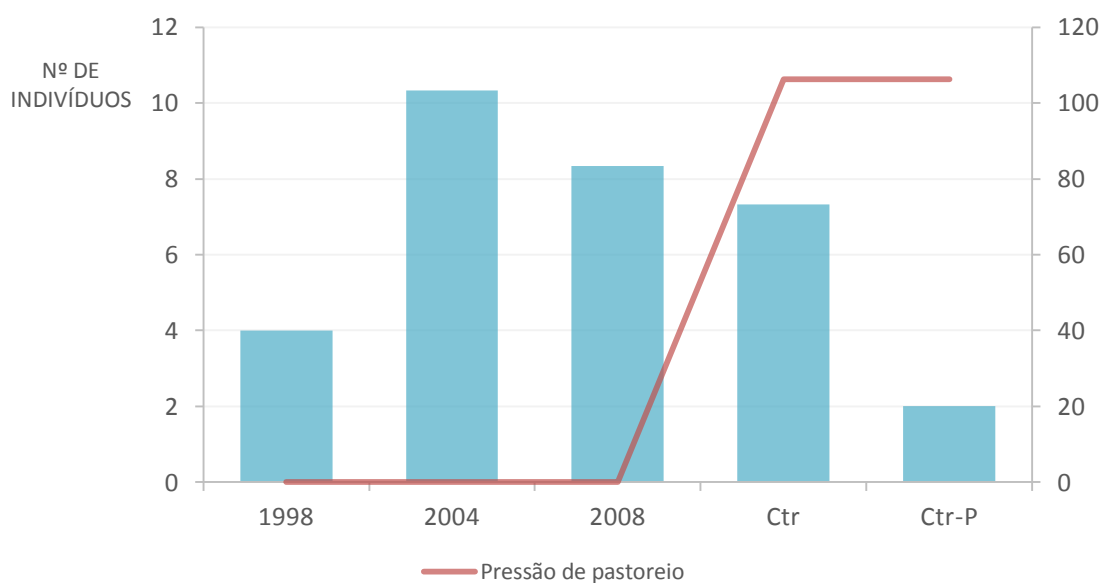


Figura 11 - Número de indivíduos e pressão de pastoreio 2013/2014 ao longo dos locais de amostragem.

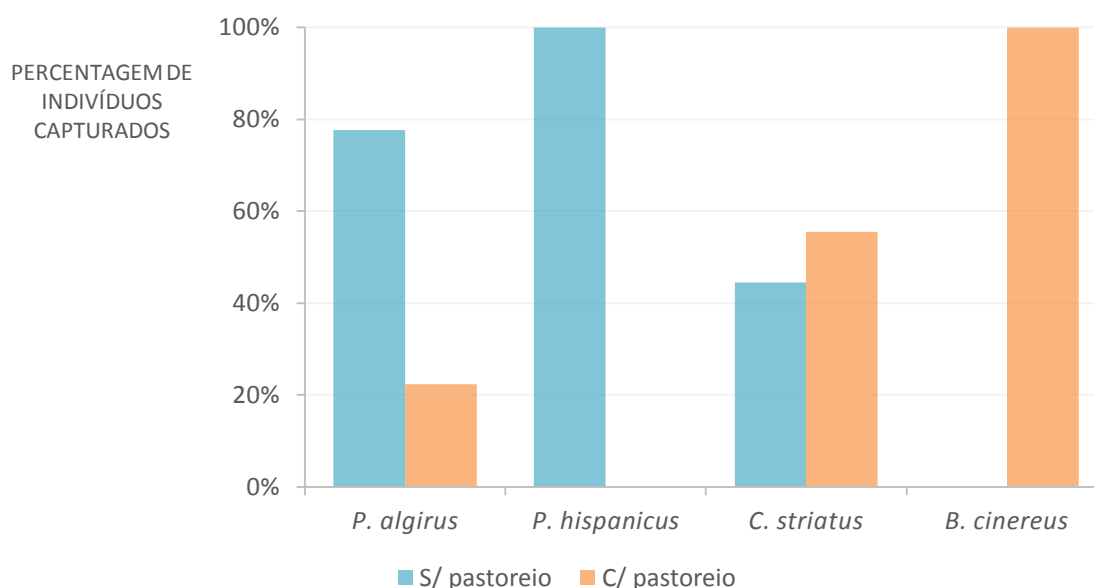


Figura 12 – Percentagem de indivíduos capturados por espécie nos locais sem e com pastoreio.

Uma vez que o número de indivíduos da espécie *P. algirus* é muito superior ao das restantes espécies a abundância total das espécies não será considerada, sendo o índice de diversidade (H') utilizado nas análises subsequentes. O índice de autocorrelação espacial de *Moran* demonstrou que os dados de diversidade (H') não dependem da sua localização espacial ($Moran\ I = -0,114; p = 0,556$). A análise de componentes principais produziu quatro componentes principais que apresentam uma proporção de variabilidade acumulada de 0,856. A análise de colinearidade revelou uma correlação significativa entre três variáveis, a primeira componente principal (CP 1) e a variável pressão de pastoreio 2013/2014 (PP_ano_actual) ($r = 0,62; p = 0,014$) e CP 1 e a variável temperatura do solo (T_solo) ($r = 0,65; p = 0,009$). A variável pressão do pastoreio 2013/2014 apresenta maior correlação com a variável dependente (H') ($r = 0,317$) e, sendo assim, esta variável foi seleccionada e as restantes excluídas. Foi criado um modelo linear que incluía todas as variáveis não excluídas anteriormente, pressão de pastoreio 2013/2014, temperatura do ar, radiação solar, humidade relativa e três componentes principais (CP2 a CP4). De seguida, o melhor modelo explicativo foi seleccionado através de *stepwise* AIC, representado na tabela 10.

Tabela 10 - Modelo linear 1 (H').

Modelo 1	T_ar + RH			
	Coefficiente estimado	Erro padrão	t value	Pr (> t)
T_ar	0,1787	0,0699	2,555	0,0253
RH	0,0114	0,0051	2,207	0,0475

Sendo o teste F significativo ($p = 0,02955$), podemos confirmar que este modelo é melhor do que modelos com menos parâmetros no entanto, o valor de r^2 é relativamente reduzido ($r^2 = 0,3513$). Quando se efectuou a análise gráfica para avaliar o modelo, verificou-se que o ponto 10 (Ctr-1) parece ter influência no modelo (Figura 13) e, de facto, podemos verificar que o ponto 10 apresenta uma distância de *Cook* de cerca de 0,7 (Figura 14). Uma vez que este valor se insere no intervalo 0,5 - 1, poderia ficar na análise, sendo considerado apenas um ponto bastante influente. No entanto, optámos por retirar o ponto do modelo, repetindo a análise.

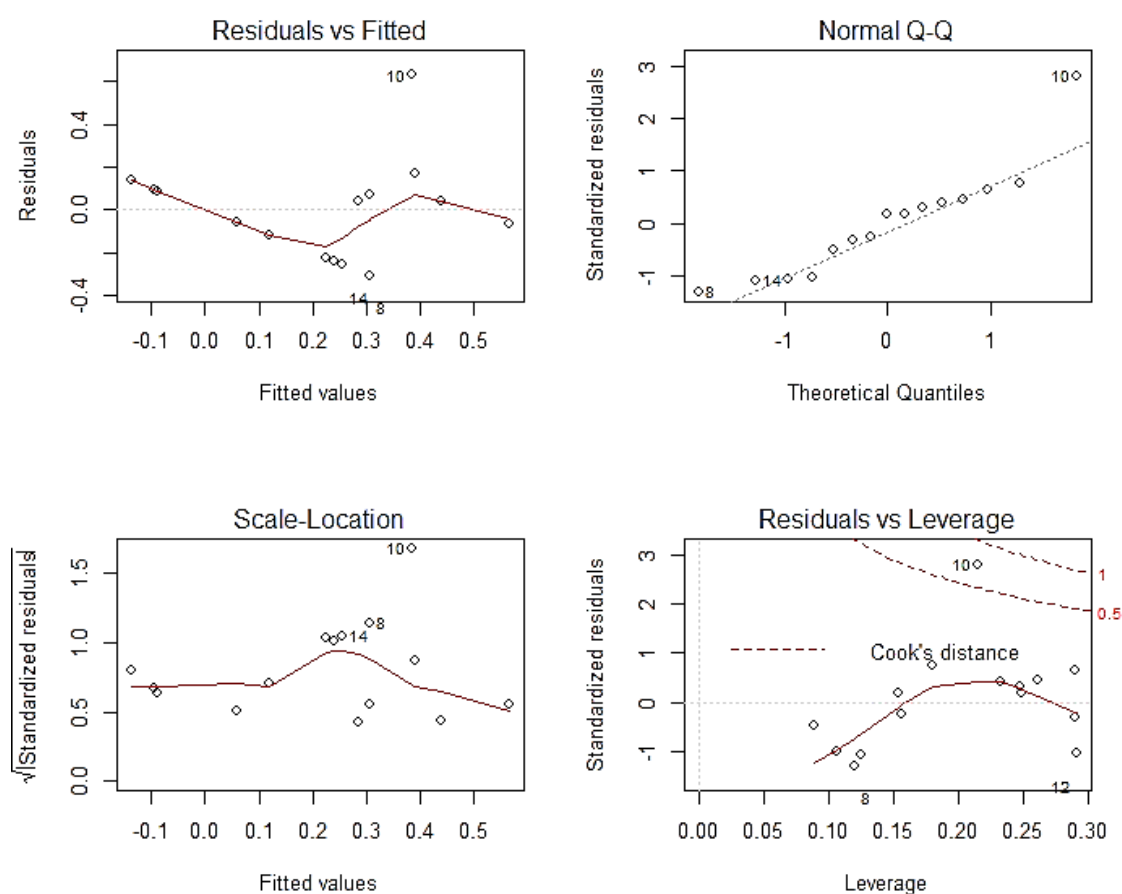


Figura 13 - Análise gráfica do modelo 1.

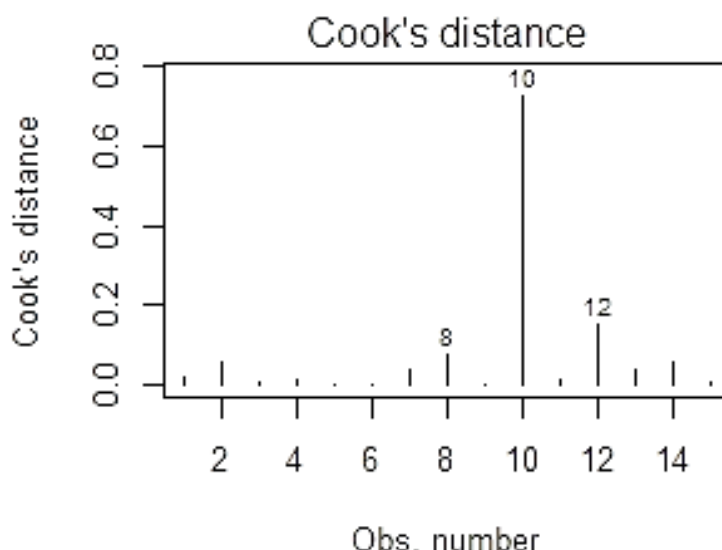


Figura 14 - Distância de Cook do modelo 1.

A análise de PCA produziu, de novo, quatro componentes principais que apresentam uma proporção de variabilidade acumulada de 0,871 e a análise de colinearidade revelou, mais uma vez, uma correlação significativa entre as três variáveis anteriores: a variável CP 1 e a variável pressão de pastoreio 2013/2014 (PP_ano_actual) ($r = 0,58$; $p = 0,03$) e CP 1 e a variável temperatura do solo (T_solo) ($r = 0,61$; $p = 0,019$). Seleccionamos a variável temperatura do solo, com $r = 0,315$. Foi criado, posteriormente, um modelo linear que incluía todas as variáveis não excluídas anteriormente, temperatura do solo, temperatura do ar, radiação solar, humidade relativa e as três componentes principais. O melhor modelo explicativo está representado na tabela 11.

Tabela 11 - Modelo explicativo 2 (H').

Modelo 2	T_ar + Rad + RH			
	Coefficiente estimado	Erro Padrão	t value	Pr (> t)
T_ar	0,2057	0,0459	4,483	0,0012
Rad	0,0012	0,0010	1,314	0,2183
RH	0,0054	0,0033	1,613	0,1378

O teste F é mais uma vez significativo ($p = 0,0077$), sendo o valor de r^2 ligeiramente mais elevado ($r^2 = 0,5848$). A análise gráfica, bem como a análise da distância de Cook não revelaram pontos influentes, no entanto, ao avaliar os pressupostos do modelo, verificamos que o pressuposto da linearidade não é cumprido. Quando

efectuamos um diagnóstico dos pontos influentes, verificamos que os pontos 1 e 10 (1998-1 e Ctr-4) estão a influenciar o modelo. Mais uma vez, retiramos estes pontos e repetimos a análise.

A análise de PCA produziu novamente quatro componentes principais (proporção de variabilidade acumulada = 0,878 e a análise de colinearidade revelou que a variável temperatura do solo (T_{solo}) se encontra significativamente correlacionada com a variável Comp.1 ($r = 0,69$; $p = 0,014$) e com a variável pressão de pastoreio 2013/2014 ($PP_{\text{ano_actual}}$) ($r = 0,54$; $p = 0,041$) (Figura 15).

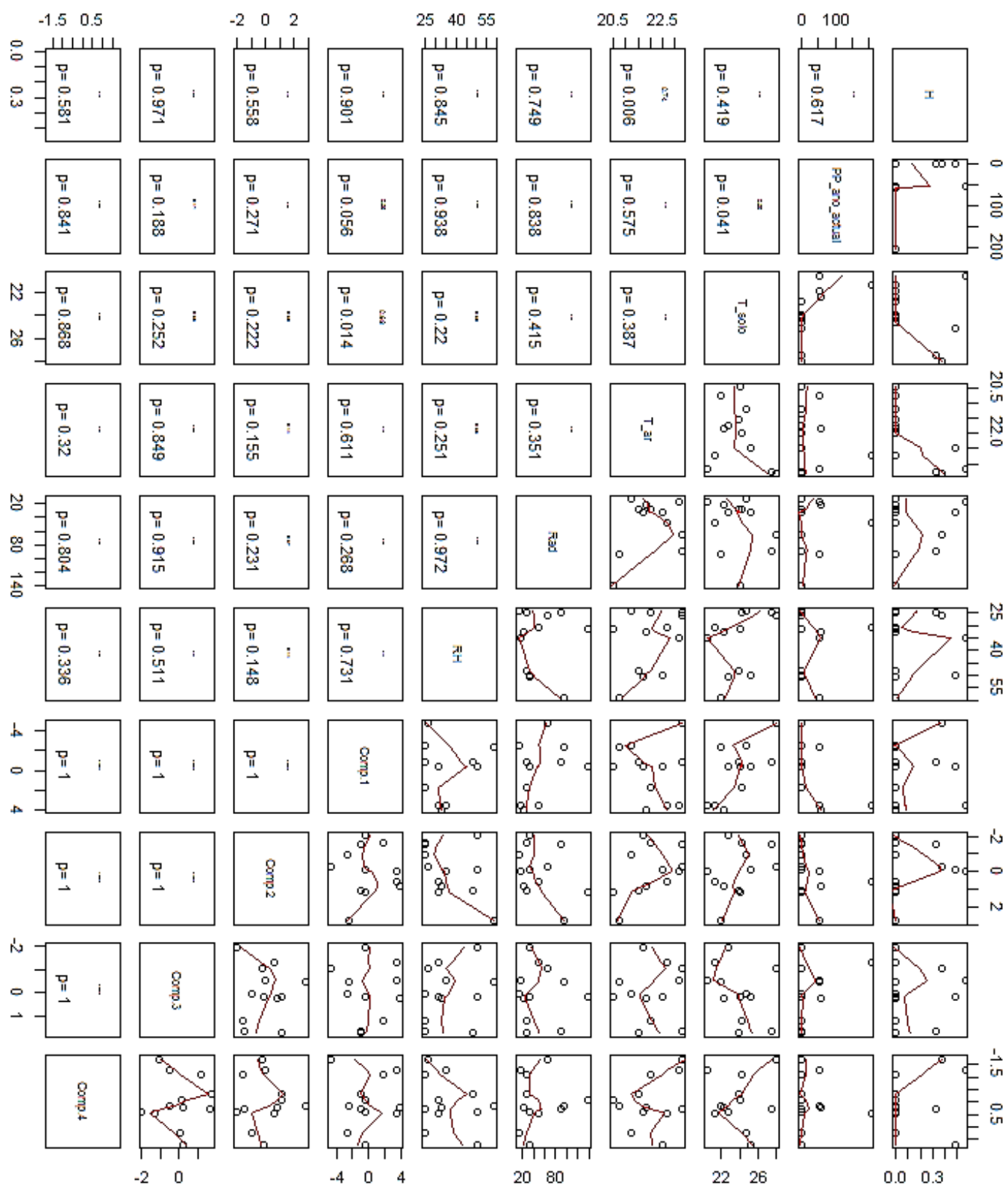


Figura 15 - Análise de colinearidade.

A variável temperatura do solo apresenta maior correlação com a variável dependente (H'), com $r = 0,2663$ e, sendo assim, esta variável é mantida e as restantes são excluídas das análises subsequentes. Foi criado um modelo linear com as variáveis não excluídas anteriormente (temperatura do solo, temperatura do ar, radiação solar, humidade relativa e as três componentes principais) e seleccionado o melhor modelo através de *stepwise AIC*, representado na tabela 12.

Tabela 12 - Modelo explicativo 3 (H').

Modelo 3	T_ar			
	Coefficiente estimado	Erro Padrão	t value	Pr (> t)
T_ar	0,1682	0,0490	3,438	0,0064

O teste F é mais uma vez significativo ($p = 0,0064$) e $r^2 = 0,4959$. Os intervalos de confiança calculados podem ser observados na tabela 13.

Tabela 13 - Intervalos de confiança para o modelo 3.

	2,5 %	97,5 %
T_ar	0,0592	0,2772

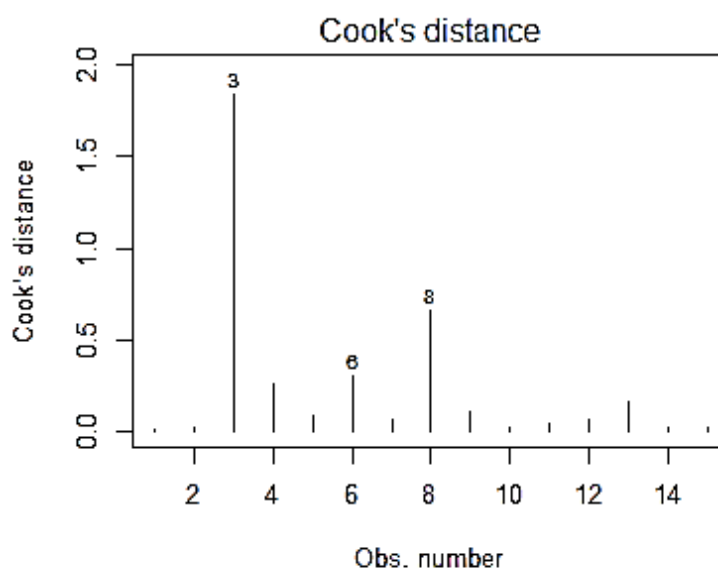
A análise gráfica, assim como a análise da distância de *Cook* não revelaram pontos influentes. Os pressupostos do modelo foram todos cumpridos.

Sendo a espécie *P. algirus* uma espécie generalista, que ocupa grande parte da região mediterrânica em Portugal, decidimos usar a sua abundância para construir um modelo explicativo à semelhança das análises anteriores. Assim sendo, o índice de autocorrelação espacial de *Moran* demonstrou que os dados de abundância de *P. algirus* não dependem da sua localização espacial ($\text{Moran I} = -0,1513$; $p = 0,3187$). Repetiram-se as análises anteriores para as variáveis independentes. De seguida, verificou-se que a primeira componente principal, variável CP 1, demonstrou ser a mais correlacionada com a variável dependente ($r = -0,627$) e por isso, foi a variável seleccionada. Foi criado um modelo linear que incluía todas as variáveis não excluídas anteriormente (temperatura do ar, radiação solar, humidade relativa e as quatro componentes principais) e o melhor modelo foi seleccionado através do método *stepwise AIC*, representado na tabela 14.

Tabela 14 - Modelo explicativo 1 (Abundância *P. algirus*).

Modelo 1	T_ar + Rad + Comp.1 + Comp.2 + Comp.3 + Comp.4			
	Coeficiente estimado	Erro Padrão	t value	Pr (> t)
T_ar	1,1753	0,8956	1,312	0,2258
Rad	-0,0353	0,0180	-1,957	0,0860
Comp.1	-1,4309	0,2924	-4,895	0,0012
Comp.2	1,2414	0,5700	2,178	0,0611
Comp.3	1,2224	0,6591	1,855	0,1008
Comp.4	-1,6828	0,7757	-2,169	0,0619

O teste F é significativo ($p = 0,0138$) e $r^2=0,6695$. No entanto, quando se efectuou a análise gráfica do modelo, verificou-se que o ponto 8 (2004-3) poderia estar a influenciar o modelo. Quando procedemos à análise da distância de *Cook* verificamos que, na verdade, o ponto 3 (1998-5) possui uma distância de *Cook* muito superior a um (Figura 16), sendo considerado *outlier* e retirado do modelo, repetindo a análise.


Figura 16 - Distância de *Cook* para o modelo 1.

Sendo a variável CP 1 a mais correlacionada com a variável dependente ($r = -0,6267$), esta foi seleccionada. Foi criado, mais uma vez, um modelo linear com as variáveis seleccionadas (pressão de pastoreio 2013/2014, temperatura do ar, radiação solar e as quatro componentes principais) e o melhor modelo foi seleccionado através de

stepwise AIC, representado na tabela 15. O teste F é significativo ($p = 0,0004$) e $r^2=0,8218$. Os intervalos de confiança calculados podem ser observados na tabela 16.

Tabela 15 - Modelo explicativo 2 (Abundância *P. algirus*).

Modelo 2	T_ar + Rad + Comp.1 + Comp.2			
	Coefficiente estimado	Erro Padrão	t value	Pr (> t)
T_ar	3,0794	0,8472	3,635	0,0054
Rad	-0,0279	0,0137	-2,042	0,0715
Comp.1	-2,1850	0,2799	-7,805	$2,69 e^{-05}$
Comp.2	1,2820	0,4118	3,144	0,0125

Tabela 16 - Intervalos de confiança do modelo 3.

	2,5 %	97,5 %
T_ar	1,1630	4,9958
Rad	-0,0588	0,0030
Comp.1	-2,8183	-1,5518
Comp.2	0,3506	2,2134

A análise gráfica bem como a análise da distância de *Cook* não revelaram pontos influentes ou *outliers*. Os pressupostos foram todos cumpridos. As componentes principais foram analisadas do mesmo modo, descrito para os anfíbios. Assim sendo, mais uma vez, a componente principal 1 demonstrou estar correlacionada com a altura média da vegetação e com a variável vegetação herbácea. Já a componente principal 2 está correlacionada com a diversidade e equitabilidade da altura da vegetação.

4. Discussão

4.1. Diversidade e abundância de anfíbios

Todas as espécies de anfíbios capturados durante o período de amostragem eram esperadas e descritas para a área de estudo (Loureiro *et al.* 2010). Ao analisarmos os resultados obtidos, podemos observar um padrão claro quanto à variação sazonal no número de capturas de anfíbios. Este padrão, que coincide com a altura da Primavera, confirma o aumento da actividade dos anfíbios nesta época do ano (Beja & Alcazar 2003; Gómez-Rodríguez *et al.* 2009; Loureiro *et al.* 2010).

A riqueza específica revela-se também maior nas zonas que estão há mais tempo excluídas ao pastoreio (1998) e zonas de exclusão intermédia (2008) o que no entanto pode ser um efeito indirecto da distância até ao corpo de água mais próximo, que é menor nestes locais, uma vez que os anfíbios dependem dos habitats aquáticos para a reprodução (Diaz-Paniagua 1992; Jakob *et al.* 2003). Estes dados influenciam também os valores de diversidade (H') e equitabilidade (e) que nestas zonas também são elevados, indicando que a diversidade de anfíbios possa estar relacionada com a distância a corpos de água. Existe, contudo, um local que não segue este padrão, o local Ctr-1. Esta discrepância pode ser devida à humidade relativa, maior neste local, apesar da distância a corpos de água ser maior. A humidade pode influenciar a abundância e diversidade de anfíbios (Cano & Leynaud 2009), podendo ser este o caso. O padrão descrito anteriormente para a riqueza específica e diversidade é também o esperado quando analisamos o número de indivíduos capturados, com um decréscimo neste valor à medida que a pressão de pastoreio aumenta.

Quando analisamos o modelo linear para a diversidade de anfíbios, constatamos que, de facto, a distância a charcas de abeberamento e a distância a massas de água são os factores mais importantes que influenciam a variável H' . No caso da distância a charcas de abeberamento tem uma influência positiva, significando que quanto maior a distância a charcas de abeberamento maior o valor de H' . Isto pode dever-se ao facto das charcas terem como principal função o abeberamento do gado, apresentando por isso uma qualidade de habitat menor, factor perante o qual os anfíbios são sensíveis (Blaustein & Kiesecker 2002; Jansen & Healey 2003; Gillespie *et al.* 2012). Por outro lado, a distância a massas de água parece influenciar negativamente a variável dependente, sendo que quanto menor a distância a massas de água, maior diversidade de anfíbios. Tal como foi explicado anteriormente, os corpos de água desempenham um papel importante no ciclo de vida dos

anfíbios, uma vez que constituem o habitat reprodutor destas espécies (Jakob *et al.* 2003; Llorente *et al.* 2006). Por fim, a radiação parece também influenciar a diversidade de anfíbios, demonstrando uma relação positiva com a variável. Na verdade, os anfíbios, de maneira semelhante aos répteis, usam a exposição solar para a sua termorregulação e para maximizar o seu crescimento e desenvolvimento (Blaustein & Bancroft 2007).

Em suma, a diversidade de anfíbios não parece ser afectada pela pressão de pastoreio mas sim, principalmente, pela distância aos corpos de água, utilizados como habitat reprodutor e pela radiação solar. Este resultado está de acordo com os requisitos ecológicos das espécies. No entanto, existem outros factores que podem estar a influenciar a diversidade de anfíbios. O facto dos dados da vegetação não serem do período de amostragem pode afectar os resultados, uma vez que sabemos que a disponibilidade de refúgios é importante para os anfíbios, de modo a conseguirem evitar a dessecação (Cano & Leynaud 2009). Outro factor que não foi considerado no nosso estudo, mas também pode influenciar os resultados é a manta morta, que providencia mais espaços de refúgio para os anfíbios (Bury 2004).

4.2. Diversidade e abundância de répteis

Todas as espécies de répteis capturadas durante o período de amostragem eram esperadas e descritas para a área de estudo (Loureiro *et al.* 2010). Durante todo o período amostrado, o número de capturas da espécie *P. algirus* foi muito superior ao das restantes espécies. Esta tendência também já era esperada, uma vez que esta espécie é uma espécie generalista e bastante comum na Península Ibérica (Diaz *et al.* 2000). Também a presença ocasional de colubrídeos é um padrão comum e descrito por outros autores (e.g. Martí n & Lopez 2002) devido não só à sua natureza críptica mas também pela natureza das armadilhas utilizadas, que permitia a fuga destas espécies.

Outro padrão esperado é a variação sazonal no número de capturas, nomeadamente o maior número de capturas de indivíduos de *P. algirus* na estação da Primavera. Este padrão está relacionado e confirma o padrão de actividade comum nos répteis mediterrâneos, que exibem ou um pico de actividade localizado entre o final da Primavera e o final do Verão, ou dois picos de actividade, na Primavera e no Outono (Vitt & Caldwell 2008; McDiarmid *et al.* 2012).

Apesar do elevado número de indivíduos capturados, a riqueza específica revela-se reduzida, com valores na maior parte dos locais, entre uma e duas espécies. Este resultado

deve-se ao facto de que a espécie *P. algirus* ter sido muitas vezes a única espécie capturada no local, o que pode ser explicado pela dominância desta espécie em relação aos restantes répteis (Amo *et al.* 2006; Ribeiro *et al.* 2009). Estes valores de riqueza específica influenciam portanto o índice de diversidade (H'), que demonstra que existe maior diversidade nos locais de controlo com baixa intensidade de pastoreio (com matos), bem como maior equitabilidade da comunidade. Na verdade, estes locais apresentam não só um índice de diversidade mais elevado mas também maior riqueza específica do que qualquer outro local. Estes valores devem-se provavelmente a um conjunto de factores característicos destes locais, como diversidade de altura da vegetação e humidade relativa elevada.

O número de indivíduos aumenta progressivamente até locais onde a exclusão ao pastoreio é intermédia (2004), o que parece corroborar a hipótese proposta de perturbação intermédia, uma vez que estes são locais onde a vegetação teve tempo para crescer e portanto, providenciar os répteis com refúgios e outras condições como temperatura e humidade relativa mas não estão ainda sujeitos ao abandono total que elimina locais de exposição solar (Diaz *et al.* 2000; Araújo *et al.* 2006).

No entanto, e apesar dos resultados apresentados, quando construímos um modelo linear para a diversidade de répteis, constatamos que o factor mais importante, que explica este padrão, é o factor temperatura do ar, com uma influência positiva, confirmada pelos intervalos de confiança calculados. Este resultado confirma o facto de a temperatura ser um factor limitante para vertebrados ectotérmicos (Vitt & Caldwell 2008), contudo pode ter também outra explicação. Os dados de diversidade de alturas de vegetação não foram retirados no período de amostragem, o que pode influenciar os resultados, uma vez que a vegetação sofre constantes alterações ao longo do tempo. O r^2 do modelo é também relativamente reduzido, o que pode indicar que outros factores estejam a influenciar os dados.

A espécie *P. algirus*, para além de ser uma espécie muito comum e ocupar um leque elevado de habitats mediterrâneos, incluindo aqueles que se encontram degradados (Carretero *et al.* 2002), é também uma espécie que responde rapidamente a alterações na estrutura do habitat, sendo descrita como o melhor indicador de efeitos de práticas de gestão agrícola na abundância de répteis (Godinho *et al.* 2010). Por estas razões, utilizámos a sua abundância na construção do modelo linear. E de facto, esta sensibilidade a alterações

da vegetação é traduzida pela inclusão de duas componentes principais, para além das variáveis de temperatura e radiação, no melhor modelo explicativo. Por um lado, a abundância parece ser influenciada negativamente pela componente principal 1 e positivamente pela componente principal 2, sendo ambas significativas. Este resultado é provavelmente devido ao facto desta espécie evitar espaços abertos, caracterizados pela abundância de herbáceas (Godinho *et al.* 2010) e de preferirem espaços com uma diversidade de altura da vegetação elevada, revelando complexidade e heterogeneidade do habitat, que providencia tanto locais de refúgio como também locais de exposição solar. Por outro lado, parece ser também influenciada positivamente pela temperatura. Este resultado é explicado pela natureza ectotérmica, inerente aos répteis (Vitt & Caldwell 2008; McDiarmid *et al.* 2012). A radiação parece também ter alguma influência na abundância de *P. algirus*, no entanto esta influência não é significativa e o seu efeito na abundância não pode ser determinado, uma vez que o intervalo de confiança engloba valores negativos e positivos.

Em suma, a diversidade e abundância de répteis parecem não ser afectadas directamente pela pressão de pastoreio e sim, limitadas principalmente pela temperatura. No entanto, a análise do modelo da abundância de *P. algirus* indica que, embora a abundância desta espécie não pareça ser directamente influenciada pela pressão de pastoreio, é influenciada pela estrutura da vegetação que na verdade é regulada pelo pastoreio. Padrão que o índice de diversidade não foi capaz de revelar pelas limitações dos dados acima descritas.

4.3. Considerações finais

Como já foi referido, a pressão de pastoreio é responsável pela alteração da estrutura da vegetação e por isso, poderá estar indirectamente relacionado com a diversidade de anfíbios e répteis. Por um lado, o abandono total da prática agrícola não parece beneficiar diversidade e abundância de répteis, padrão revelado pela influência da diversidade de altura da vegetação, que em princípio só será possível mantendo uma gestão intermédia das práticas agrícolas e por isso, da pressão de pastoreio. Sendo a abundância maior em áreas com maior diversidade de altura da vegetação, estes locais necessitam de estar sujeitos a práticas que possibilitem não só a regeneração periódica da vegetação mas também que evitem o abandono total da gestão agrícola. Por outro lado, o pastoreio do gado e o uso de charcas de abeberamento poderá ter um impacto negativo na qualidade

do habitat aquático, factor limitante para os anfíbios. O regime de translocação poderá ainda influenciar o padrão que observamos, uma vez que na Primavera e Verão, o gado é transferido para a Lezíria e portanto, o perigo de pisoteio é minimizado precisamente nas épocas do ano em que os répteis e anfíbios se encontram mais activos.

Num contexto de uma paisagem rural cada vez mais perturbada, e com uma gestão cada vez mais intensa é importante adaptar esta gestão à conservação da biodiversidade. Sendo assim, no que toca aos anfíbios e répteis, os pontos a considerar para a manutenção da sua biodiversidade podem ser conciliáveis com a gestão do pastoreio numa propriedade agrícola. É previsível que a gestão intensa do pastoreio seja prejudicial tanto para a vegetação como para os cursos de água disponíveis (Martín & Lopez 2002; Jansen & Healey 2003; Godinho *et al.* 2010), pelo que a moderação da intensidade de pastoreio irá favorecer a comunidade de anfíbios e répteis, mesmo que este factor não esteja a influenciar directamente a sua abundância e diversidade.

Para além dos pontos acima referidos, uma gestão sustentável será não só importante para estas comunidades, mas também para a biodiversidade em geral, contribuindo para um ecossistema saudável.

5. Bibliografia

- Alford, R. A., and S. J. Richards. 1999. Global amphibian declines : A problem in applied ecology. *Annual review of ecology and systematics* **30**:133–165.
- Alves, R. (n.d.). Companhia das Lezírias - o campo às portas da cidade - Turismo na Natureza - Naturlink. Available from http://naturlink.sapo.pt/Lazer/Turismo-na-Natureza/content/20260?bl=1&viewall=true#Go_1 (accessed July 16, 2014).
- Amo, L., P. López, and J. Martín. 2006. Natural oak forest vs. ancient pine plantations: lizard microhabitat use may explain the effects of ancient reforestations on distribution and conservation of Iberian lizards. *Biodiversity and Conservation* **16**:3409–3422.
- Araújo, M. B., W. Thuiller, and R. G. Pearson. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* **33**:1712–1728.
- Beaufoy, G. 2008. The EU Habitats Directive in Spain: can it contribute effectively to the conservation of extensive agro-ecosystems? *Journal of Applied Ecology* **35**:974–978.
- Beausoleil, N. J., D. J. Mellor, and K. J. Stafford. 2004. *Methods for Marking New Zealand Wildlife: Amphibians, Reptiles, and Marine Mammals*. Page 147. Wellington.
- Beja, P., and R. Alcazar. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* **114**:317–326.
- Belo, C. C., M. S. Pereira, A. C. Moreira, I. S. Coelho, N. Onofre, and A. A. Paulo. 2009. Montado. Pages 251–293 in H. M. Pereira, T. Domingos, L. Vicente, and V. Proença, editors. *Ecossistemas e Bem-Estar Humano*. Escolar Editora.
- Signal, E. M., and D. I. McCracken. 1996. Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology* **33**:413–424.
- Blaustein, A. R., and B. A. Bancroft. 2007. Amphibian Population Declines: Evolutionary Considerations. *BioScience* **57**:437.
- Blaustein, A. R., B. A. Han, R. A. Relyea, P. T. J. Johnson, J. C. Buck, S. S. Gervasi, and L. B. Kats. 2011. The complexity of amphibian population declines: understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1223**:108–19.
- Blaustein, A. R., and J. M. Kiesecker. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters* **5**:597–608.
- Blaustein, A. R., D. B. Wake, and W. P. Sousa. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation biology* **8**:60–71.

- Blondel, J. 2006. The “Design” of Mediterranean Landscapes: A Millennial Story of Humans and Ecological Systems during the Historic Period. *Human Ecology* **34**:713–729.
- Bury, R. B. 2004. Wildfire, Fuel Reduction, and Herpetofaunas across Diverse Landscape Mosaics in Northwestern Forests. *Conservation Biology* **18**:968–975.
- Cabral, M. J. (coord.), J. Almeida, P. R. Almeida, T. Dellinger, N. Ferrand de Almeida, M. E. Oliveira, J. M. Palmeirim, A. I. Queiroz, L. Rogado, and M. Santos-Reis, editors. 2006. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Page 6602^a ed. Instituto da Conservação da Natureza/Assírio & Alvim, Lisboa.
- Cano, P. D., and G. C. Leynaud. 2009. Effects of fire and cattle grazing on amphibians and lizards in northeastern Argentina (Humid Chaco). *European Journal of Wildlife Research* **56**:411–420.
- Carretero, M. A., A. Montori, G. A. Llorente, and X. Santos. 2002. *Psammodromus algirus*. Page 260 Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España.
- Collins, J. P. 2010. Amphibian decline and extinction: what we know and what we need to learn. *Diseases of aquatic organisms* **92**:93–9. Inter-Research.
- Companhia das Lezírias. (n.d.). Available from <http://www.cl.pt/htmls/pt/home.shtml> (accessed July 15, 2014).
- Corbett, K. 1989. Conservation of European Reptiles and Amphibians. Page 288. Christopher Helm Publishers Ltd.
- Costa, A., H. Pereira, and M. Madeira. 2009. Landscape dynamics in endangered cork oak woodlands in Southwestern Portugal (1958–2005). *Agroforestry Systems* **77**:83–96.
- Crosswhite, D. L., S. F. Fox, and R. E. Thill. 1999. Comparison of methods for monitoring reptiles and amphibians in upland forests of the Ouachita Mountains. *Procurement of the Oklahoma Academy of Science* **79**:45–50.
- DeMaynadier, P. G., and M. L. Hunter Jr. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews* **3**:230–261.
- Díaz, J. A., R. Carbonell, E. Virgos, T. Santos, and J. L. Telleria. 2000. Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammodromus algirus*. *Animal Conservation* **3**:235–240.
- Díaz, M., P. Campos, and F. J. Pulido. 1997. The Spanish dehesas: a diversity in land-use and wildlife. Pages 178–209 in D. Pain and M. Pienkowski, editors. *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. Academic Press, London.

- Díaz-Paniagua, C. 1992. Variability in timing of larval season in an amphibian community in SW Spain. *Ecography* **15**:267–272.
- Garden, J. G., C. A. McAlpine, H. P. Possingham, and D. N. Jones. 2007. Using multiple survey methods to detect terrestrial reptiles and mammals: what are the most successful and cost-efficient combinations? *Wildlife Research* **34**:218.
- Gaspar, P., F. J. Mesías, M. Escribano, A. Rodríguez de Ledesma, and F. Pulido. 2007. Economic and management characterization of dehesa farms: implications for their sustainability. *Agroforestry Systems* **71**:151–162.
- Gibbons, J. W. *et al.* 2000. The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *BioScience* **50**:653.
- Gillespie, G. R., E. Ahmad, B. Elahan, A. Evans, M. Ancrenaz, B. Goossens, and M. P. Scroggie. 2012. Conservation of amphibians in Borneo: Relative value of secondary tropical forest and non-forest habitats. *Biological Conservation* **152**:136–144.
- Godinho, C., and J. E. Rabaça. 2010. Birds like it Corky: the influence of habitat features and management of “montados” in breeding bird communities. *Agroforestry Systems* **82**:183–195.
- Godinho, S., A. P. Santos, and P. Sá-Sousa. 2010. Montado management effects on the abundance and conservation of reptiles in Alentejo, Southern Portugal. *Agroforestry Systems* **82**:197–207.
- Gómez-Rodríguez, C., C. Díaz-Paniagua, L. Serrano, M. Florencio, and A. Porthault. 2009. Mediterranean temporary ponds as amphibian breeding habitats: the importance of preserving pond networks. *Aquatic Ecology* **43**:1179–1191.
- Gonçalves, P., S. Alcobia, L. Simões, and M. Santos-Reis. 2011. Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agroforestry Systems* **85**:383–395.
- ICNF. 2013. IFN6 - Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental em 1995, 2005 e 2010. Page 34. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Jakob, C., G. Poizat, M. Veith, A. Seitz, and A. J. Crivelli. 2003. Breeding phenology and larval distribution of amphibians in a Mediterranean pond network with unpredictable hydrology. *Hydrobiologia* **499**:51–61.
- Jaksić, F. M., and M. Delibes. 1987. A comparative analysis of food-niche relationships and trophic guild structure in two assemblages of vertebrate predators differing in species richness: causes, correlations, and consequences. *Oecologia* **71**:461–472.
- Jaksić, F. M., H. W. Greene, K. Schwenk, and R. L. Seib. 1982. Predation upon reptiles in Mediterranean habitats of Chile, Spain and California: A comparative analysis. *Oecologia* **53**:152–159.

- Jansen, A., and M. Healey. 2003. Frog communities and wetland condition: relationships with grazing by domestic livestock along an Australian floodplain river. *Biological Conservation* **109**:207–219.
- Jenkins, C. L., K. McGarigal, and L. R. Gamble. 2003. Comparative effectiveness of two trapping techniques for surveying the abundance and diversity of reptiles and amphibians along drift fence arrays. *Herpetological Review* **34**:39–42.
- Kati, V., J. Foufopoulos, Y. Ioannidis, H. Papaioannou, K. Poirazidis, and P. Lebrun. 2007. Diversity, ecological structure and conservation of herpetofauna in a Mediterranean area (Dadia National Park, Greece). *Amphibia-Reptilia* **28**:517–529.
- Kavanagh, R. P., and M. A. Stanton. 2005. Vertebrate species assemblages and species sensitivity to logging in the forests of north-eastern New South Wales. *Forest Ecology and Management* **209**:309–341.
- Llorente, G. A., A. Richter-Boix, and A. Montori. 2006. Breeding phenology of an amphibian community in a Mediterranean area. *Amphibia-Reptilia* **27**:549–559.
- Loureiro, A., N. Ferrand de Almeida, M. A. Carretero, and O. S. Paulo, editors. 2010. *Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal*. Page 252 2ª edição. ICNF/Esfera do Caos Editores, Lisboa.
- Manley, P. N., B. Van Horne, J. K. Roth, W. J. Zielinski, M. M. McKenzie, T. J. Weller, F. W. Weckerly, and C. Vojta. 2005. Multiple Species Inventory and Monitoring Technical Guide. Pages 1–193. USDA Forest Service, Washington Office.
- Martín, J., and P. Lopez. 2002. The effect of Mediterranean dehesa management on lizard distribution and conservation. *Biological Conservation* **108**:213–219.
- McDiarmid, R. W., M. S. Foster, C. Guyer, J. W. Gibbons, and N. Chernoff, editors. 2012. *Reptile biodiversity: standard methods for inventory and monitoring*. Page 424. University of California Press.
- Meeus, J. H. A. 1993. The transformation of agricultural landscapes in Western Europe. *Science of The Total Environment* **129**:171–190.
- Milne, T., and C. M. Bull. 2000. Burrow choice by individuals of different sizes in the endangered pygmy blue tongue lizard *Tiliqua adelaidensis*. *Biological Conservation* **95**:295–301.
- Mott, B., R. A. Alford, and L. Schwarzkopf. 2010. Tropical reptiles in pine forests: Assemblage responses to plantations and plantation management by burning. *Forest Ecology and Management* **259**:916–925.
- Olea, L., and A. S. Miguel-Ayanz. 2006. The Spanish dehesa. A traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation. *Grassland Science in Europe* **11**:3–13.

- Paracchini, M. L., J.-M. Terres, J.-E. Petersen, and Y. Hoogeveen. 2007. High nature value farmland and traditional agricultural landscapes: open opportunities in the development of rural areas. Pages 22–34 *Europe's Living Landscapes. Essays on Exploring Our Identity in the Countryside*. KNNV Uitgeverij Publishing.
- Parris, K., T. Norton, and R. Cunningham. 1999. A comparison of techniques for sampling amphibians in the forests of south-east Queensland, Australia. *Herpetologica* **55**:271–283.
- Pereira, P., C. Godinho, I. Roque, A. Marques, M. Branco, and J. E. Rabaça. 2012. Time to rethink the management intensity in a Mediterranean oak woodland: the response of insectivorous birds and leaf-chewing defoliators as key groups in the forest ecosystem. *Annals of Forest Science* **71**:25–32.
- Pérez-Soba, M., A. S. Miguel, and R. E. Rosselló. 2007. Complexity in the Simplicity: the Spanish Dehesas. Pages 369–384 *Europe's Living Landscapes. Essays on Exploring Our Identity in the Countryside*.
- Pinto-Correia, T., and J. Mascarenhas. 1999. Contribution to the extensification/intensification debate: new trends in the Portuguese montado. *Landscape and Urban Planning* **46**:125–131.
- Plieninger, T. 2006. Habitat loss, Fragmentation, and Alteration – Quantifying the Impact of Land-use Changes on a Spanish Dehesa Landscape by Use of Aerial Photography and GIS. *Landscape Ecology* **21**:91–105.
- Plieninger, T., and C. Wilbrand. 2001. Land use, biodiversity conservation, and rural development in the dehesas of Cuatro Lugares, Spain. *Agroforestry Systems* **51**:23–34.
- Read, J. L. 2002. Experimental trial of Australian arid zone reptiles as early warning indicators of overgrazing by cattle. *Austral Ecology* **27**:55–66.
- Ribeiro, R., X. Santos, N. Sillero, M. A. Carretero, and G. A. Llorente. 2009. Biodiversity and Land uses at a regional scale: Is agriculture the biggest threat for reptile assemblages? *Acta Oecologica* **35**:327–334.
- Rocha, R., T. Carrilho, and R. Rebelo. 2013. Iris photo-identification: A new methodology for the individual recognition of *Tarentola* geckos. *Amphibia-Reptilia* **34**:590–596.
- Ryan, T. J., T. Philippi, Y. A. Leiden, M. E. Dorcas, T. B. Wigley, and J. W. Gibbons. 2002. Monitoring herpetofauna in a managed forest landscape: effects of habitat types and census techniques. *Forest Ecology and Management* **167**:83–90.
- Simões, L. G. 2009. Factores Determinantes da Diversidade e Abundância de Mamíferos. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa.

- Stoate, C., A. Báldi, P. Beja, N. D. Boatman, I. Herzon, A. van Doorn, G. R. de Snoo, L. Rakosy, and C. Ramwell. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—a review. *Journal of environmental management* **91**:22–46.
- Stoate, C., N. . Boatman, R. . Borralho, C. R. Carvalho, G. R. d. Snoo, and P. Eden. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* **63**:337–365.
- Sutherland, W. J., editor. 2006. *Ecological Census Techniques: a Handbook*. Austral Ecology Second Edition. Cambridge University Press.
- Tárrega, R., L. Calvo, Á. Taboada, S. García-Tejero, and E. Marcos. 2009. Abandonment and management in Spanish dehesa systems: Effects on soil features and plant species richness and composition. *Forest Ecology and Management* **257**:731–738.
- Tietje, W. D., and J. K. Vreeland. 1997. The use of plywood coverboards to sample herpetofauna in a California oak woodland. *Transactions-Western Section of the Wildlife Society* **33**:67–74.
- Unkovich, M. *et al.* 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe—A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **124**:60–71.
- Van Tienhoven, A. M., J. E. Den Hartog, R. A. Reijns, and V. M. Peddemors. 2007. A computer-aided program for pattern-matching of natural marks on the spotted raggedtooth shark *Carcharias taurus*. *Journal of Applied Ecology* **44**:273–280.
- Verdú, J. R., M. B. Crespo, and E. Galante. 2000. Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity. *Biodiversity & Conservation* **9**:1707–1721.
- Vitt, L. J., and J. P. Caldwell. 2008. *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles*. Page 720 3rd Edition. Academic Press, Oklahoma.
- Wilgers, D. J., E. A. Horne, B. K. Sandercock, and A. W. Volkmann. 2006. Effects of rangeland management on community dynamics of the herpetofauna of the tallgrass prairie. *Herpetologica* **62**:378–388.
- Young, B. E. *et al.* 2008. Population Declines and Priorities for Amphibian Conservation in Latin America. *Conservation Biology* **15**:1213–1223.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev, and G. M. Smith. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Page 574 2009 edition. Springer.